



ΕΘΝΙΚΟ ΜΕΤΣΟΒΙΟ ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ

ΔΙΕΠΙΣΤΗΜΟΝΙΚΟ - ΔΙΑΤΜΗΜΑΤΙΚΟ

ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΩΝ ΣΠΟΥΔΩΝ

«ΕΠΙΣΤΗΜΗ & ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑ ΥΔΑΤΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ»

***Εργαστηριακή προσομοίωση
συστήματος IFAS–SBR ενός σταδίου,
για την επεξεργασία στραγγιδίων από
τη γραμμή ιλύος***

Ευαγγελία Σαμοθράκη

**«ΕΠΙΣΤΗΜΗ &
ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑ
ΥΔΑΤΙΚΩΝ
ΠΟΡΩΝ»**

Αθήνα, Οκτώβριος 2019

Επιβλέπων: Επίκουρος Καθηγητής Συμεών Μαλαμής

Ευχαριστίες

Έπειτα από την ολοκλήρωση της παρούσας διπλωματικής εργασίας, θα ήθελα να εκφράσω τις θερμές μου ευχαριστίες στα πρόσωπα εκείνα που συνέβαλαν με το δικό τους μοναδικό τρόπο στην περάτωση της.

Αρχικά θα ήθελα να ευχαριστήσω θερμά τον επιβλέποντα, τον Επίκουρο Καθηγητή, κύριο Συμεών Μαλαμή, για την ανάθεση της εργασίας και την καθοδήγηση του. Θα ήθελα να ευχαριστήσω επίσης, τα μέλη της εξεταστικής επιτροπής, τον Καθηγητή κύριο Δανιήλ Μαμάη καθώς και την Επίκουρη Καθηγήτρια κυρία Αικατερίνη Νάνου, που δέχτηκαν να αξιολογήσουν τη διπλωματική μου εργασία.

Ευχαριστίες αρμόζουν και στον υποψήφιο διδάκτωρ Ευάγγελο Στατήρη για τη συνεχή καθοδήγηση, την υπομονή και επιμονή που υπέδειξε, τις ουσιώδεις συμβουλές και την υποστήριξη που μου παρείχε καθόλη τη διάρκεια εκπόνησης της εργασίας μου. Δε μπορώ φυσικά να παραλείψω, και την αμέριστη συμβολή, βοήθεια και τις πολύτιμες συμβουλές που μου παρείχε ο κύριος Νικόλαος Κουρής. Τέλος, ευχαριστώ όλο το προσωπικό του Εργαστηρίου Υγειονομικής Τεχνολογίας, αλλά οφείλω θερμές ευχαριστίες στην υποψήφια διδάκτωρ Σταυρούλα Καππά, για την καθοριστική βοήθεια της όλο αυτό το χρονικό διάστημα και στη μεταπτυχιακή φοιτήτρια και φίλη Μαρία Φίλη για την πολύτιμη βοήθεια, ψυχολογική υποστήριξη και πίστη που μου έδειξε.

Περίληψη

Η παρούσα μεταπτυχιακή εργασία, εξέτασε την αποτελεσματικότητα ενός καινοτόμου συστήματος IFAS-SBR (Integrated Fixed-Film Activated Sludge –Sequencing Batch Reactor), στην απομάκρυνση του αζωτούχου φορτίου με τις διεργασίες νιτρωδοποίησης / απονιτρωδοποίησης, από στραγγίδια αφυδάτωσης τα οποία έχουν υποστεί θερμική υδρόλυση. Σημειώνεται ότι τα στραγγίδια αφυδάτωσης από τη γραμμή επεξεργασίας ιλύος, προέρχονται από την εγκατάσταση επεξεργασίας λυμάτων της Ψυτάλλειας. Η βασική ερευνητική ερώτηση της συγκεκριμένης εργασίας είναι κατά πόσο ένα σύστημα IFAS-SBR ενός σταδίου μπορεί να εφαρμοσθεί για την απομάκρυνση αζώτου και αμμωνίας από τα στραγγίδια αφυδάτωσης της ιλύος με τις διεργασίες της νιτρωδοποίησης και της απονιτρωδοποίησης. Εξετάσθηκε η εκκίνηση του συστήματος και επίδραση διαφόρων λειτουργικών παραμέτρων και συνθηκών, όπως του υδραυλικού χρόνου παραμονής (Hydraulic Retention Time, HRT), του χρόνου παραμονής στερεών (Sludge Retention Time, SRT) και του διαλυμένου οξυγόνου (Dissolved Oxygen, DO), για την επίτευξη της μέγιστης δυνατής απόδοσης. Επιπλέον εξετάσθηκε η επίδραση της προσκολλημένης βιομάζας στις διεργασίες νιτρωδοποίησης / απονιτρωδοποίησης και στην απομάκρυνση της αμμωνίας.

Ο αντιδραστήρας IFAS-SBR, αποτελεί ένα συνδυασμένο σύστημα προσκολλημένης και αιωρούμενης βιομάζας. Η προσκολλημένη βιομάζα αναπτύσσεται στην επιφάνεια κινούμενων βιοφορέων με τους οποίους είναι πληρωμένος ο αντιδραστήρας. Η εργαστηριακή προσομοίωση του συστήματος περιλάμβανε ένα αντιδραστήρα τύπου SBR (Sequencing Batch Reactor) πληρωμένο κατά 30% με βιοφορείς τύπου HEL-X-TYPE 8 και με αυτοματοποιημένο σύστημα ελέγχου για τη λειτουργία του συστήματος. Η πειραματική διερεύνηση έλαβε χώρα στο εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας και διήρκησε από τις 12/11/2018 έως τις 05/07/2019. Στο σύστημα επεξεργασίας στραγγιδίων πραγματοποιήθηκε εναλλαγή αναερόβιας, αερόβιας και ανοξικών φάσεων, με σκοπό την εύρεση των βέλτιστων συνθηκών για την αποτελεσματικότερη λειτουργία του και τη μεγιστοποίηση της φόρτισης του αζώτου.

Η περίοδος λειτουργίας του εργαστηριακού συστήματος IFAS-SBR, μπορεί να διαχωριστεί σε τέσσερις διακριτές πειραματικές περιόδους, με βάση τη φόρτιση αζώτου. Συγκεκριμένα, η πρώτη φάση λειτουργίας διήρκησε 80 ημέρες και αποσκοπούσε στην εφαρμογή των διεργασιών νιτρωδοποίησης / απονιτρωδοποίησης, με δεδομένο ότι η αιωρούμενη βιομάζα που χρησιμοποιήθηκε ήταν εγκλιματισμένη στην επεξεργασία στραγγιδίων, δηλαδή υψηλού αμμωνιακού φορτίου. Πραγματοποιήθηκε σταδιακή αύξηση της φόρτισης αζώτου, με εύρος τιμών

0.14 – 0.36 kgN.m⁻³.d⁻¹ και επιτεύχθηκαν ποσοστά απομάκρυνσης ολικού αζώτου και αμμωνίας αρκετά υψηλά, με μέσες τιμές 94.7% και 95% αντίστοιχα. Από τα πειράματα batch που διεξήχθησαν, οι ρυθμοί νιτρωδοποίησης και απονιτρωδοποίησης ήταν περίπου 4.7 ± 1.9 mgNOx-N/gVSS.h και 16.2 ± 10.1 mgNOx-N/gVSS.h, αντιστοίχως.

Κατά τη δεύτερη φάση λειτουργίας, εφαρμόσθηκε υψηλότερη φόρτιση αζώτου ρυθμίζοντας αναλόγως τις παραμέτρους και συνθήκες του πειράματος. Η περίοδος αυτή ξεκίνησε από τις 31/01/2019 έως και τις 18/03/2019 με μέση φόρτιση αζώτου 0.38 ± 0.03 kgN.m⁻³.d⁻¹ και μέγιστη τιμή στα 0.45 kgN.m⁻³.d⁻¹. Τα ποσοστά απομάκρυνσης που επιτεύχθηκαν στη συγκεκριμένη χρονική περίοδο, παρέμειναν εξίσου υψηλά με την πρώτη περίοδο με ποσοστό απομάκρυνσης αμμωνίας περίπου 88 % και ολικού αζώτου 87.8 %. Οι ρυθμοί NUR της δεύτερης φάσης λειτουργίας ήταν υψηλότεροι σε σχέση με την πρώτη περίοδο κατά 27.5% και ίσοι με 22.35 ± 5.06 mgNOx-N/gVSS.h, ενώ οι ρυθμοί AUR παρέμειναν σχεδόν σταθεροί με μια μικρή ανοδική πορεία, στα 6.23 ± 3.26 mgNOx-N/gVSS.h.

Την περίοδο από τις 19/03/2019 έως και τις 2/05/2019, η οποία αποτέλεσε την τρίτη περίοδο λειτουργίας του αντιδραστήρα IFAS-SBR, παρουσιάστηκε στα τροφοδοτούμενα στραγγίδια κάποια αναχαιτιστική ουσία, η οποία μείωσε την απόδοση του συστήματος ως προς την απομάκρυνση της αμμωνίας και του αζώτου και επηρέασε κυρίως την δράση των νιτρωδοποιητών. Προκειμένου να μπορέσει το σύστημα να ανταποκριθεί στην επεξεργασία των στραγγιδίων, μειώθηκε η φόρτιση αζώτου του συστήματος με μέση τιμή NLR 0.18 ± 0.07 kgN.m⁻³.d⁻¹. Παρόλα αυτά, τα ποσοστά απομάκρυνσης τόσο της αμμωνίας όσο και του ολικού αζώτου, παρέμειναν υψηλά μετά τη μείωση της φόρτισης με τιμές 90.7 % και 90.5 % αντίστοιχα.

Η τέταρτη περίοδος λειτουργίας είχε διάρκεια 63 ημέρες, με σκοπό όχι μόνο την εφαρμογή των διεργασιών νιτρωδοποίησης / απονιτρωδοποίησης και της αύξησης του NLR, αλλά παράλληλα και τον βαρυτομετρικό προσδιορισμό της προσκολλημένης βιομάζας των βιοφορέων. Η μέγιστη φόρτιση αζώτου όπου εφαρμόσθηκε ήταν 0.7 kgN.m⁻³.d⁻¹ και επιτεύχθηκαν υψηλά ποσοστά απομάκρυνσης NH₄-N 93.8 % και TN 92 %. Αξίζει να σημειωθεί ότι αυτή η φόρτιση είναι κατά 25% υψηλότερη από τη μέγιστη φόρτιση αζώτου που έχει επιτευχθεί στο πιλοτικό σύστημα SBR της Ψυττάλειας με αιωρούμενη βιομάζα. Οι ρυθμοί νιτρωδοποίησης AUR ήταν σταθεροί όπως και στις υπόλοιπες διακριτές περιόδους, ενώ οι ρυθμοί απονιτρωδοποίησης ήταν πολύ υψηλοί με μέγιστο ρυθμό NUR ίσο με 48.7 mgNOx-N/gVSS.h. Τέλος, η ανάλυση του βιοφίλμ των βιοφορέων έγινε προσδιορίζοντας το

βάρος της βιομάζας, όπου παρατηρήθηκε σταδιακή αύξηση της μάζας των στερεών κάθε περίπου 10 ημέρες που εκτελούνταν οι αναλύσεις. Η μάζα στερεών ανά βιοφορέα όπως προσδιορίστηκε, ήταν 43.5 mgTSS/biocarrier την 180 ημέρα λειτουργίας του αντιδραστήρα και αυξήθηκε στα 91.5 mgTSS/biocarrier έπειτα από 46 ημέρες.

Τέλος, για την αξιολόγηση της αποτελεσματικότητας της λειτουργίας του συστήματος IFAS-SBR, πραγματοποιήθηκαν πειράματα batch εκτός του αντιδραστήρα με ανάμεικτο υγρό από το σύστημα IFAS-SBR χωρίς βιοφορείς και in situ tests στο υπό εξέταση σύστημα. Οι ρυθμοί NUR, παρουσιάστηκαν αρκετά υψηλοί και στις τέσσερις διακριτές περιόδους, με μέγιστους ρυθμούς μέχρι και 77% υψηλότερους στο σύστημα IFAS-SBR. Σε αντίθεση οι ρυθμοί AUR, δεν παρουσίασαν σημαντικές διαφορές, με/ή χωρίς τη χρήση βιοφορέων, καθώς πλην ελαχίστων εξαιρέσεων οι ρυθμοί ήταν παρόμοιοι. Επισημαίνεται λοιπόν ότι η προσκολλημένη βιομάζα, φαίνεται να αποτέλεσε ενισχυτικό παράγοντα κατά την απονιτρωδοποίηση του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων.

Abstract

This master thesis examined the efficiency of an innovative IFAS-SBR process (Integrated Fixed-Biofilm and Activated Sludge Sequencing Batch Reactor), in removing the nitrogen from reject water from thermally pre-treated sludge, using the nitrification/denitrification process. The reject water from the sludge line originated from Psytalia WWTP. The main focus of this master thesis was to prove whether a single –stage IFAS-SBR process can be applied to remove ammonia and nitrogen from sludge reject water through nitrification/denitrification. We examined the start-up process and the influence of different operating parameters and conditions, such as the Hydraulic Retention Time (HRT), Sludge Retention Time (SRT) and Dissolved Oxygen (DO), in order to achieve the optimal performance in terms of the nitrogen loading rate. In addition, we examined the impact of the attached biomass on nitrification/denitrification processes in terms of nitrogen removal.

The IFAS-SBR process is a combination of both attached and suspended sludge. The biocarriers that were employed in the reactor provided a protected surface area for the growth of the attached biomass. The treatment was carried out at a lab scale reactor with an active volume of 25 L. The system consisted of an SBR (Sequencing Batch Reactor) filled in with 30% of HEL-X-TYPE 8 biocarriers. A PLC was used for the real time control of the operation. The experimental investigation took place in the Sanitary Engineering Laboratory and lasted from 12/11/2018 to 05/07/2019. The lab-scale IFAS-SBR unit operated under alternating anaerobic, aerobic and anoxic phases, in order to identify the conditions for its optimal operation.

The operation of the IFAS-SBR system can be divided into four distinguishable phases based on the nitrogen loading rate (NLR) implemented. More specifically, the first operational period lasted for 80 days in which the start-up and the stabilization of nitrification/denitrification process took place. The biomass which was used as inoculum originated from a pilot scale unit treating reject water via the nitrite pathway. A gradual nitrogen loading rate increase occurred at the range of $0.14 - 0.36 \text{ kgN.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ and high rates of total nitrogen and ammonium nitrogen removal were achieved with an average removal percentage of 94.7 % and 95 % respectively. At the same time, through a series of batch assays conducted, it was found that the nitrification and denitrification rates were approximately $4.7 \pm 1.9 \text{ mgNO}_x\text{-N/gVSS.h}$ and $16.2 \pm 10.1 \text{ mgNO}_x\text{-N/gVSS.h}$, respectively.

During the second operational period, the main focus was the increase of the NLR

and the appropriate adjustment of the experimental conditions. At this period from 31/01/2019 to 18/03/2019, the average nitrogen load was $0.38 \pm 0.03 \text{ kgN.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ and the maximum was $0.45 \text{ kgN.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. The removal rates during this period remained high with an average ammonium nitrogen removal of 88 % and a total nitrogen removal equal to 87.8 %. The Nitrogen Uptake Rates (NUR) have been determined higher than period 1 and were equal to $22.35 \pm 5.06 \text{ mgNOx-N/gVSS.h}$ which represents an 27.5% increase compared to period 1. The Ammonia Uptake Rates (AUR) remained almost the same as in period 1 with a gradual upward trend to $6.23 \pm 3.26 \text{ mgNOx-N/gVSS.h}$.

During the third operational period of the IFAS – SBR reactor, which was implemented from 19/03/2019 to 2/05/2019, the presence of an inhibiting substance in the fed reject water resulted in decreased performance. This reduced reactor's efficiency and affected mainly the activity of the ammonia oxidizing bacteria. Consequently, the nitrogen loading rate was reduced at an average value of $0.18 \pm 0.07 \text{ kgN.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. Nevertheless, both ammonia and total nitrogen removal efficiency were at high levels of about 90.7 % and 90.5 %, respectively.

The fourth operational period lasted 63 days with the aim of implementing a higher NLR and also determining the mass of attached biomass on biocarriers and evaluate their effect on nitrogen removal. The maximum nitrogen loading rate that was applied was equal to $0.7 \text{ kgN.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ which represents an increase of 40% compared to the maximum NLR obtained at the existing suspended biomass pilot-scale SBR located in Psytalia. High performance in terms of $\text{NH}_4\text{-N}$ (93.8 %) and TN (92 %) removal was achieved.

The nitrification rates (AUR) were stable during all the distinguishable phases, while the denitrification rates were significantly high with the maximum NUR rate being equal to $48.7 \text{ mgNOx-N/gVSS.h}$. Additionally, the biofilm analysis of media was performed by determining the biomass weight, which showed a gradual increase in terms of TSS of attached biomass every approximately 10 days of analysis. The mass of solids per biocarrier was determined equal to $43.5 \text{ mgTSS/biocarrier}$ at the 180th operational day and was increased in $91.5 \text{ mgTSS/biocarrier}$, after 46 days.

Finally, in-situ and ex-situ batch experiments were carried out with and without biocarriers in order to evaluate the effectiveness of the IFAS-SBR system. Nitrite Uptake Rates (NUR) were significantly higher for the IFAS-SBR compared to the suspended biomass during all the four distinct operational periods. The maximum

rates measured using biocarriers and percentage deviation up to 77% compared to NUR rates with only suspended biomass. Instead, Ammonia Uptake Rates (AUR) were similar in both occasions of using/or not biocarriers. It is noted that the adherent attached biomass appears as an enhancing factor in the denitrification process.

Πίνακας Ακρωνυμίων – Συντομογραφιών

AOB	Ammonia Oxidizing Bacteria
AUR	Ammonia Uptake Rate Ρυθμός Νιτροποίησης
CANON	Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite
COD	Chemical Oxygen Demand Χημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο
DO	Dissolved Oxygen Διαλυμένο Οξυγόνο
DS	Dry Solids Ξηρά Στερεά
EPS	Exopolymetric Substances Εξωπολυμερείς Ουσίες
FA	Free Ammonia Ελεύθερη Αμμωνία
FISH	Fluorescence In Situ Hybridization Ανάλυση Φθορίζουσας Επιτόπου Υβριδοποίησης
FNA	Free Nitrous Acid Ελεύθερο Νιτρικό Οξύ
HRT	Hydraulic Retention Time Υδραυλικός Χρόνος Παραμονής
IFAS	Integrated Fixed-Biofilm Activated Sludge
IFAS-SBR	Integrated Fixed-Film Activated Sludge - Sequencing Batch Reactor
MBBR	Moving Bed Biofilm Reactor
MLSS	Mixed Liquefied Suspended Solids
MLVSS	Mixed Liquid Volatile Suspended Solids
NLR	Nitrogen Loading Rate
NOB	Nitrite Oxidizing Bacteria
NUR	Nitrogen Uptake Rate Ρυθμός Απονιτροποίησης
OLAND	Oxygen-Limited Autotrophic Nitrification/Denitrification
OLR	Oxygen Loading Rate
SBR	Sequencing Batch Reactor
SBBR	Sequencing Batch Biofilm Reactor
SRT	Sludge Retention Time Χρόνος Παραμονής Στερεών
TIN	Total Inorganic Nitrogen Ολικό Ανόργανο Άζωτο
TKN	Total Kjeldahl Nitrogen Ολικό Άζωτο κατά Kjeldahl

TN	Total Nitrogen Ολικό Άζωτο
TON	Total Organic Nitrogen Ολικό Οργανικό Άζωτο
TP	Total Phosphorus Ολικός Φώσφορος
TSS	Total Suspended Solids Ολικά Αιωρούμενα Στερεά
VSS	Volatile Suspended Solids Πτητικά Αιωρούμενα Στερεά
Ag₂SO₄	Silver Sulfate Θειικός Άργυρος
CaCO₃	Calcium Carbonate Ανθρακικό Ασβέστιο
CO₂	Carbon Dioxide Διοξείδιο του Άνθρακα
Cr⁺⁶	Chromium[VI] Εξασθενές Χρώμιο
Cr⁻³	Chromium[III] Τρισθενές Χρώμιο
HCl	Hydrochloric Acid Υδροχλωρικό Οξύ
H₂O	Dihydrogen Monoxide Νερό
H₂SO₄	Sulfuric Acid Θειικό Οξύ
HNO₂	Nitrous Acid Νιτρώδες Οξύ
N₂(g)	Gaseous Nitrogen Αέριο Άζωτο
NaCl	Sodium Chloride Χλωριούχο Νάτριο
NAO	Νιτρωγενές Απαιτούμενο Οξυγόνο
NaOH	Sodium Hydroxide Υδροξείδιο του Νατρίου
NH₂CONH₂	Urea Ουρία
NH₃	Ammonia Αμμωνία
NH₄⁺	Ammonium Αμμωνιακό Κατιόν
NO₂⁻	Nitrite Νιτρώδη
NO₃⁻	Nitrate Νιτρικά
PO₄⁻³	Phosphate Φωσφορικό Ανιόν
ΕΕΛ	Εγκατάσταση Επεξεργασίας Λυμάτων
ΧΥΤΑ	Χώρος Υγειονομικής Ταφής Απορριμάτων

Ευρετήριο Πινάκων

Πίνακας 3.1: 1η Περίοδος Λειτουργίας 12/11 έως 18/12	42
Πίνακας 3.2: 1η Περίοδος Λειτουργίας 19/12 έως 30/01	43
Πίνακας 3.3: 2η Περίοδος Λειτουργίας 31/01 έως 19/02	43
Πίνακας 3.4: 2η Περίοδος Λειτουργίας 20/02 - 18/03	43
Πίνακας 3.5: 3η Περίοδος Λειτουργίας 19/03 – 01/04	44
Πίνακας 3.6: 3η Περίοδος Λειτουργίας 02/04 - 28/04	44
Πίνακας 3.7: 3η Περίοδος Λειτουργίας 29/04 - 02/05	44
Πίνακας 3.8: 4η Περίοδος Λειτουργίας 03/05 – 14/05	45
Πίνακας 3.9: 4η Περίοδος Λειτουργίας 15/05 - 05/07	45
Πίνακας 3.10: Χαρακτηριστικά βιοφορέων HEL-X Type 8	45
Πίνακας 4.1: Λειτουργικά χαρακτηριστικά αντιδραστήρα ανά περίοδο λειτουργίας ..	59
Πίνακας 4.2: Χαρακτηριστικά εισερχόμενων στραγγιδίων	60
Πίνακας 4.3: Ποιοτικά χαρακτηριστικά εξόδου αντιδραστήρα	61
Πίνακας 4.4: Ταχύτητες Νιτρωδοποίησης συστήματος IFAS-SBR	66
Πίνακας 4.5: Ταχύτητες Απονιτρωδοποίησης συστήματος IFAS-SBR	67
Πίνακας 4.6: Ρυθμοί Νιτρωδοποίησης-Απονιτρωδοποίησης με/ή χωρίς τη χρήση βιοφορέων	70
Πίνακας 4.7: Λόγος ΔCOD/ΔNOx-N (g) ανά περίοδο λειτουργίας	72
Πίνακας 4.8: Χαρακτηριστικά εισόδου και εξόδου συστημάτων IFAS-SBR και πιλοτικού SBR	82
Πίνακας 4.9: Αποτελέσματα ισοζυγίων μάζας ανά διακριτή περίοδο λειτουργίας του IFAS-SBR	84
Πίνακας 4.10: Μάζα στερεών μέσων στήριξης – βιοφορέων	85

Ευρετήριο Σχημάτων

Σχήμα 2.1: Οι κύριες διεργασίες μετατροπής της αμμωνίας (Malamis, et al 2015)	7
Σχήμα 2.2: Βιολογικός κύκλος αζώτου (Morozkina και Zvyagilskaya, 2007)	8
Σχήμα 2.3: Επίδραση της θερμοκρασίας και του χρόνου παραμονής στην ανάπτυξη των Nitrosomonas και των Nitrobacter (Verstraete και Philips, 1998)	13
Σχήμα 2.4: Μετασχηματισμοί αζώτου σε αερόβια και αναερόβια περιβάλλοντα (Bowden et al., 2015)	22
Σχήμα 2.5: Νιτρωδοποίηση / Anammox (αναερόβια οξειδωση αμμωνίας) (Ødegaard, 2016)	23
Σχήμα 2.6: Κύκλος λειτουργίας SBR	25
Σχήμα 2.7: Αντιδραστήρας MBBR 2 αερόβιων σταδίων (https://www.lenntech.com/processes/mbbr.htm)	28
Σχήμα 3.1: Γραφική απεικόνιση εργαστηριακού αντιδραστήρα IFAS-SBR ενός σταδίου	37
Σχήμα 3.2: Ενδεικτική εναλλαγή φάσεων κύκλου λειτουργίας IFAS-SBR ενός σταδίου	41
Σχήμα 4.1: Χρονική αερόβια διακύμανση της συγκέντρωσης NOx-N (mg/L) σε in situ πείραμα	66
Σχήμα 4.2: Χρονική ανοξική μεταβολή της συγκέντρωσης NOx-N (mg/L) σε Batch πείραμα	68
Σχήμα 4.3: Ταχύτητες νιτροποίησης και απονιτροποίησης από in-situ πειράματα Batch στον IFAS-SBR	69

Σχήμα 4.4: Ταχύτητες νιτροποίησης και απονιτροποίησης από πειράματα Batch ...	71
Σχήμα 4.5: Απαίτηση οργανικού φορτίου για απονιτροποίηση του συστήματος	73
Σχήμα 4.6: Χρονική διακύμανση συγκεντρώσεων διαφόρων μορφών αζώτου σε είσοδο και έξοδο.....	73
Σχήμα 4.7: Χρονική απεικόνιση ποσοστών απομάκρυνσης $\text{NH}_4\text{-N}$ % και TKN %...	75
Σχήμα 4.11: Διαγραμματική απεικόνιση μάζας στερεών ανά βιοφορέα.....	86
Σχήμα 4.12: Ποσοστό του γένους ή της κλάσης του βακτηρίου που εξετάζεται προς το σύνολο των μικροοργανισμών που προσδιορίστηκαν στο ανάμεικτο υγρό στην αρχή και το τέλος της πειραματικής διερεύνησης καθώς και στη βιομάζα των βιοφορέων κατά το τέλος της πειραματικής διερεύνησης.....	87

Ευρετήριο Εικόνων

Εικόνα 3.1: Σύστημα επεξεργασίας στραγγιδίων IFAS-SBR ενός σταδίου.....	39
Εικόνα 3.2: : Πείραμα Batch σε σύστημα χωρίς βιοφορείς (αριστερά) και σε αντιδραστήρα IFAS-SBR (δεξιά).....	46
Εικόνα 4.1: Απεικόνιση FISH για τους AOB στο ανάμεικτο υγρό του IFAS-SBR α) Κατά το start-up β) Μετά από 7 μήνες λειτουργίας	89
Εικόνα 4.2: Απεικόνιση FISH για τους AOB στους βιοφορείς μετά από 7 μήνες λειτουργίας.....	89

Περιεχόμενα

Ευχαριστίες	i
Περίληψη.....	ii
Abstract.....	v
Πίνακας Ακρωνυμίων – Συντομογραφιών.....	viii
Ευρετήριο Πινάκων	x
Ευρετήριο Σχημάτων.....	x
Ευρετήριο Εικόνων.....	xi
Κεφάλαιο 1 ^ο Εισαγωγή	4
Κεφάλαιο 2 ^ο Βιβλιογραφική Ανασκόπηση	6
2.1 Γενικά στοιχεία βιολογικής απομάκρυνσης αζώτου	6
2.2 Βιολογικές μέθοδοι/διεργασίες απομάκρυνσης αζώτου	8
2.2.1 Εισαγωγή	8
2.2.2 Νιτροποίηση – Απονιτροποίηση	8
2.2.3 Νιτρωδοποίηση – Απονιτρωδοποίηση.....	11
2.2.4 Παράγοντες που επιδρούν στη διεργασία της Νιτρωδοποίησης – Απονιτρωδοποίησης	12
2.2.4.1 Συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου DO.....	12
2.2.4.2 Θερμοκρασία.....	13
2.2.4.3 pH	13
2.2.4.4 Συγκεντρώσεις ελεύθερης αμμωνίας (FA) και ελεύθερου νιτρώδους οξέος (FNA)	14
2.2.4.5 Ηλικία Ιλύος (SRT)	15
2.2.4.6 Φόρτιση αζώτου (NLR).....	15
2.3 Έργα επεξεργασίας ιλύος	16
2.3.1 Γενικά.....	16
2.3.2 Στραγγίδια αφυδάτωσης όπου έχουν υποστεί προεπεξεργασία μέσω θερμικής υδρόλυσης	18
2.4 Τεχνολογίες και συστήματα βιολογικής απομάκρυνσης αζώτου	21
2.4.1 Γενικά.....	21
2.4.2 Αντιδραστήρες διαλείποντος έργου περιοδικής λειτουργίας.....	24
2.4.3 MBBR (Moving Bed Biofilm Reactors)	27
2.4.4 IFAS (Integrated Fixed-Biofilm Activated Sludge)	30
2.4.4.1 Γενικά στοιχεία	31
2.4.4.2 Χρήση βιοφορέων σε αντιδραστήρες SBR.....	32
Κεφάλαιο 3 ^ο Πειραματικό πρωτόκολλο	35
3.1 Εισαγωγή.....	35
3.2 Περιγραφή διάταξης εργαστηριακού συστήματος.....	36
3.2.1 Περίοδοι λειτουργίας συστήματος.....	37

3.2.2 Κύκλοι λειτουργίας συστήματος.....	40
3.2.3 Χαρακτηριστικά βιοφορέων	45
3.3 Πειράματα Batch.....	46
3.3.1 Προσδιορισμός ταχύτητας Νιτρωδοποίησης (AUR).....	46
3.3.2 Προσδιορισμός ταχύτητας Απονιτρωδοποίησης (NUR).....	47
3.4 Εργαστηριακές αναλύσεις.....	48
3.4.1 Προσδιορισμός ολικών αιωρούμενων (TSS) και πτητικών αιωρούμενων στερεών (VSS).....	48
3.4.2 Προσδιορισμός διαλυτού και ολικού COD.....	49
3.4.3 Προσδιορισμός διαλυμένου οξυγόνου (DO), θερμοκρασίας (T°C) και pH	50
3.4.4 Προσδιορισμός ολικού κατά Kjeldahl Αζώτου (TKN) και αμμωνιακού αζώτου (NH ₄ -N).....	51
3.4.5 Προσδιορισμός νιτρωδών (NO ₂ -N).....	52
3.4.6 Προσδιορισμός νιτρικού αζώτου (NO ₃ -N)	52
3.4.7 Προσδιορισμός ολικού φωσφόρου (TP) και ορθοφωσφορικών (PO ₄ -P) .	53
3.4.8 Προσδιορισμός βιομάζας βιοφορέων (TSS – VSS)	54
3.4.9 Ανάλυση φθορίζουσας επιτόπου υβριδοποίησης(Fluorescence In-Situ Hybridization-FISH).....	54
Κεφάλαιο 4 ^ο Παρουσίαση και Ανάλυση Αποτελεσμάτων	58
4.1 Εισαγωγή.....	58
4.2 Λειτουργικά Χαρακτηριστικά εργαστηριακού αντιδραστήρα IFAS-SBR ενός σταδίου.....	58
4.2.1 Αποτελέσματα 1 ^{ης} περιόδου λειτουργίας συστήματος IFAS-SBR	62
4.2.2 Αποτελέσματα 2 ^{ης} περιόδου λειτουργίας συστήματος IFAS-SBR	63
4.2.3 Αποτελέσματα 3 ^{ης} περιόδου λειτουργίας συστήματος IFAS-SBR	64
4.2.4 Αποτελέσματα 4 ^{ης} περιόδου λειτουργίας συστήματος IFAS-SBR	64
4.3 Ταχύτητες Νιτρωδοποίησης και Απονιτρωδοποίησης	65
4.3.1 Ρυθμοί Νιτρωδοποίησης συστήματος IFAS-SBR	65
4.3.2 Ρυθμός Απονιτρωδοποίησης συστήματος IFAS-SBR.....	67
Αποτελέσματα in-situ πειραμάτων:.....	68
4.3.3 Ρυθμοί Νιτρωδοποίησης – Απονιτρωδοποίησης με/ή χωρίς τη χρήση βιοφορέων.....	69
Αποτελέσματα πειραμάτων δραστηριότητας βιομάζας :	70
4.3.4 Λόγος ΔCOD/ΔNO _x -N	71
4.4 Εξέταση της απομάκρυνσης θρεπτικών	73
4.4.1 Διακύμανση συγκέντρωσης των διαφόρων μορφών αζώτου	73
4.4.2 Απομάκρυνση αμμωνιακού και ολικού αζώτου	75
4.4.3 Διακύμανση των ορθοφωσφορικών και του ολικού φωσφόρου	76
4.4.4 Διακύμανση διαλυτού και ολικού COD.....	78
4.4.5 Σύγκριση συστήματος IFAS-SBR με το πιλοτικό σύστημα SBR της Ψυτάλειας.....	80

4.5 Ισοζύγια μάζας.....	82
4.6 Βαρυμετρικός προσδιορισμός προσκολλημένης βιομάζας	85
4.7 Αποτελέσματα ανάλυσης φθορίζουσας επιτόπου υβριδοποίησης FISH (Fluorescence In-Situ Hybridization)	86
Κεφάλαιο 5° Συμπεράσματα - Προτάσεις.....	90
Βιβλιογραφία	94

Κεφάλαιο 1^ο

Εισαγωγή

Η παραγωγή λυμάτων σε μεγάλη κλίμακα αποτελεί αναπόφευκτη συνέπεια των σύγχρονων κοινωνιών και της συνεχούς ανάπτυξης του. Η επικινδυνότητα της διάθεσης των ανεπεξέργαστων ή μη επαρκώς επεξεργασμένων λυμάτων στο περιβάλλον είναι ευρέως αναγνωρισμένη, γεγονός που καθιστά απαραίτητη και αναγκαία την επεξεργασία τους και τη συνεχή διερεύνηση των βέλτιστων μεθόδων επεξεργασίας.

Οι εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων, περιλαμβάνουν έργα επεξεργασίας της παραγόμενης ιλύος, εκ των οποίων προκύπτει ένα ρεύμα στραγγιδίων με ιδιαίτερα υψηλές συγκεντρώσεις αμμωνίας, με αποτέλεσμα να καθίσταται σε ορισμένες περιπτώσεις αναγκαία η απομάκρυνση του. Η διεργασία της νιτρωδοποίησης / απονιτρωδοποίησης αποτελεί ιδανική μέθοδο επεξεργασίας, έναντι της συμβατικής νιτροποίησης / απονιτροποίησης, καθώς επιφέρει τόσο μείωση του λειτουργικού κόστους μιας εγκατάστασης όσο και εξοικονόμηση ενέργειας.

Σε πραγματική κλίμακα, έχουν εφαρμοστεί και σχεδιαστεί ποικίλα συστήματα επεξεργασίας των στραγγιδίων αφυδάτωσης, μέσω της μεθόδου της νιτρωδοποίησης – απονιτρωδοποίησης και μέσω της μερικής νιτρωδοποίησης σε συνδυασμό με αναμνοχ. Τα τελευταία χρόνια, δίνεται ιδιαίτερη σημασία στην επεξεργασία μέσω συστημάτων προσκολλημένης και αιωρούμενης βιομάζας. Το σύστημα IFAS (Integrated Fixed-Film Activated Sludge) αποτελεί ένα συνδυασμένο σύστημα αιωρούμενης και προσκολλημένης βιομάζας το οποίο μπορεί να συσσωρεύσει υψηλές συγκεντρώσεις βιομάζας, σε σύγκριση με τα συμβατικά συστήματα ενεργού ιλύος (Huang et al., 2015) και επομένως η εφαρμογή των βιολογικών διεργασιών καθίσταται πιο αποδοτική (McQuarrie και Boltz, 2011).

Στην παρούσα μεταπτυχιακή εργασία, εξετάζεται η αποτελεσματικότητα ενός συστήματος IFAS-SBR (Integrated Fixed-Film Activated Sludge - Sequencing Batch Reactor), στην απομάκρυνση του αζωτούχου φορτίου από στραγγίδια αφυδάτωσης, με εφαρμογή των διεργασιών νιτρωδοποίησης – απονιτρωδοποίησης. Πραγματοποιήθηκε εργαστηριακή προσομοίωση ενός αντιδραστήρα IFAS-SBR, ο οποίος τροφοδοτούνταν με στραγγίδια αφυδάτωσης, τα οποία είχαν υποστεί θερμική υδρόλυση, προερχόμενα από την εγκατάσταση επεξεργασίας λυμάτων της Ψυττάλειας. Σκοπός της πειραματικής αυτής διερεύνησης, αποτέλεσε η διαπίστωση εάν το σύστημα IFAS-SBR ενός σταδίου δύναται να εφαρμοσθεί για την

αποτελεσματική απομάκρυνση αζώτου και αμμωνίας από στραγγίδια αφυδάτωσης ιλύος μέσω των διεργασιών νιτρωδοποίησης / απονιτρωδοποίησης. Επιπροσθέτως, πραγματοποιήθηκε η εξέταση διαφόρων λειτουργικών παραμέτρων και η εξακρίβωση εκείνων που επιφέρουν την μέγιστη δυνατή απόδοση, καθώς μελετήθηκε και η συνεισφορά της προσκολλημένης βιομάζας τόσο στις βιοχημικές διεργασίες όσο και στην απομάκρυνση του αζωτούχου φορτίου.

Η διπλωματική αυτή εργασία περιλαμβάνει πέντε κεφάλαια, η διάρθρωση των οποίων είναι η ακόλουθη:

- ❖ Το πρώτο κεφάλαιο περιλαμβάνει την εισαγωγή, στην οποία αποτυπώνεται ο σκοπός της παρούσας πειραματικής διερεύνησης
- ❖ Το δεύτερο κεφάλαιο περιλαμβάνει μια βιβλιογραφική ανασκόπηση η οποία ξεκινά από τα βασικά στοιχεία της βιολογικής απομάκρυνσης του αζωτούχου φορτίου των λυμάτων και ειδικότερα των στραγγιδίων αφυδάτωσης. Έπειτα γίνεται αναφορά και ανάλυση των βιολογικών διεργασιών και της θερμικής υδρόλυσης, επισημαίνονται οι τεχνολογίες για την απομάκρυνση του αζώτου από στραγγίδια έργων ιλύος και τελικά αναφέρεται η επιλογή της βέλτιστης μεθόδου.
- ❖ Στο τρίτο κεφάλαιο παρουσιάζεται η πειραματική διάταξη του συστήματος προσομοίωσης ενός αντιδραστήρα IFAS-SBR, καθώς και τα πειραματικά πρωτόκολλα των μεθόδων όπως χρησιμοποιήθηκαν για την παρακολούθηση του.
- ❖ Το τέταρτο κεφάλαιο περιλαμβάνει την αναλυτική παρουσίαση και ανάλυση των αποτελεσμάτων της πειραματικής αυτής διερεύνησης,
- ❖ Τέλος, στο πέμπτο κεφάλαιο παρουσιάζονται τα συνολικά συμπεράσματα από την εφαρμογή της νιτρωδοποίησης / απονιτρωδοποίησης σε αντιδραστήρα IFAS-SBR για την απομάκρυνση του αζωτούχου φορτίου από στραγγίδια αφυδάτωσης.

Κεφάλαιο 2°

Βιβλιογραφική Ανασκόπηση

2.1 Γενικά στοιχεία βιολογικής απομάκρυνσης αζώτου

Το άζωτο αποτελεί ένα από τα βασικότερα στοιχεία της φύσης και διαδραματίζει σημαντικό ρόλο στην βιολογία των ζώντων οργανισμών. Καθίσταται επιπλέον, ένα από τα κυριότερα στοιχεία που περιέχονται στα υγρά απόβλητα - αστικά λύματα. Αποτελεί λοιπόν, μία από τις ουσίες πρωταρχικού ενδιαφέροντος, συνιστώντας την δέουσα προσοχή, εξαιτίας της συμμετοχής αυτού στις διάφορες βιοχημικές διεργασίες και του κινδύνου που μπορεί να επιφέρει τόσο στο περιβάλλον όσο και στην δημόσια υγεία. Οι μορφές αζώτου που απαντώνται στα υγρά απόβλητα είναι το οργανικό N, η αμμωνία (NH_3), το αμμωνιακό κατιόν (NH_4^+), το αέριο άζωτο (N_2), καθώς επίσης τα νιτρώδη (NO_2^-) και τα νιτρικά (NO_3^-) ιόντα.

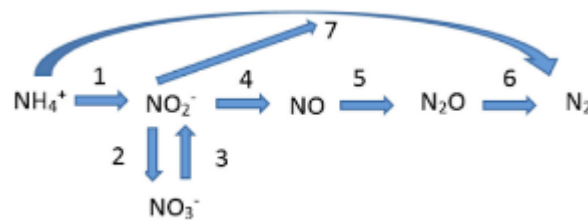
Το αέριο άζωτο είναι αδρανές, εν αντιθέσει με τις υπόλοιπες μορφές αζώτου, όπου υπό αερόβιες και αναερόβιες συνθήκες, μπορούν να αλλάξουν μορφή. Το ολικό άζωτο κατά Kjeldahl (Total Kjeldahl Nitrogen, TKN), προσδιορίζει το σύνολο του αμμωνιακού και οργανικού αζώτου. Για ουδέτερο pH 6-7 των υγρών αποβλήτων, η αμμωνία βρίσκεται κατά κόρον στην μορφή του αμμωνίου (NH_4^+).

Το οργανικό άζωτο, το οποίο εμφανίζεται κυρίως υπό μορφή ουρίας και πρωτεϊνών υδρολύεται σε μεγάλο βαθμό άμεσα σε αμμωνία, η οποία ανάλογα με το pH των λυμάτων μπορεί να μετασχηματιστεί σε αμμωνιακό ιόν. Ειδικότερα, σε όξινες ή ουδέτερες συνθήκες παρατηρείται η παρουσία του αμμωνιακού ιόντος (NH_4^+) ενώ αντίθετα, καθώς το pH ξεπερνάει το 8 παρατηρείται συσσώρευση αμμωνίας (NH_3) (Ανδρεαδάκης, 1986).

Το ολικό άζωτο (Total Nitrogen, TN) κατανέμεται σε ανόργανο άζωτο (Total Inorganic Nitrogen, TIN) στο οποίο ανήκουν τα νιτρικά (NO_3^-) και τα νιτρώδη (NO_2^-) καθώς και σε οργανικό άζωτο (Total Organic Nitrogen, TON). Το οργανικό άζωτο περιλαμβάνει την αμμωνία στην αέρια μορφή της (NH_3) ή στην ιοντική (NH_4^+), την ουρία (NH_2CONH_2) και το άζωτο που περιέχουν οι πρωτεΐνες. Το αμμωνιακό και το οργανικό άζωτο, όπως ήδη έχει αναφερθεί, αποτελούν το άζωτο Kjeldahl (Total Kjeldahl Nitrogen, TKN) (Gustavsson, 2010).

Όπως έχει αποδειχτεί, η παρουσία υψηλών συγκεντρώσεων αμμωνίας στα ύδατα, επιφέρει τοξικές και θανατηφόρες επιπτώσεις στους υδρόβιους μικροοργανισμούς, καθώς επίσης δύναται να οδηγήσει σε φαινόμενα αποξυγόνωσης και ευτροφισμού (Guo et al., 2009; Pitman, 1999). Έτσι η απομάκρυνση συστατικών που περιέχουν άζωτο και φώσφορο αποτελεί βασικό στοιχείο της Οδηγίας της Ευρωπαϊκής Ένωσης για την επεξεργασία των αστικών αποβλήτων (UWWTD) 97/271/EC (21 May 1991).

Ο βασικός στόχος στην επεξεργασία των λυμάτων με σκοπό την απομάκρυνση θρεπτικών, είναι η απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου. Η διεργασία της βιολογικής απομάκρυνσης αζώτου μπορεί να συνδυαστεί με την βιολογική απομάκρυνση φωσφόρου και/ή την ανάκτηση φωσφόρου.



Σχήμα 2.1: Οι κύριες διεργασίες μετατροπής της αμμωνίας (Malamis, et al 2015)

2.2 Βιολογικές μέθοδοι/διεργασίες απομάκρυνσης αζώτου

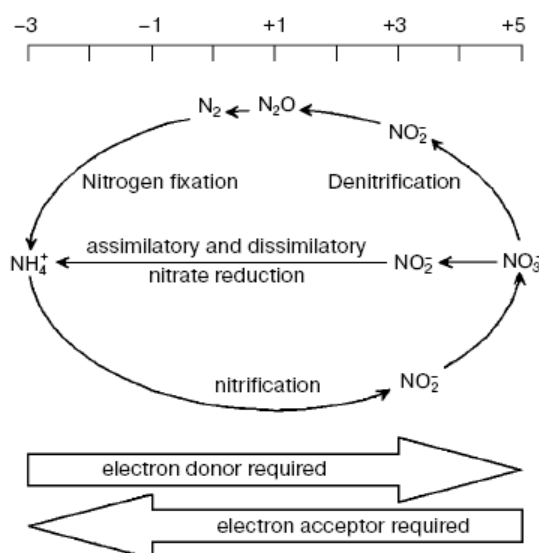
2.2.1 Εισαγωγή

Όπως ήδη έχει αναφερθεί, το άζωτο αποτελεί ένα από τα βασικότερα στοιχεία των αστικών λυμάτων, και η απομάκρυνσή του πριν τη διάθεση στον εκάστοτε αποδέκτη περιλαμβάνει την εφαρμογή τόσο βιολογικών όσο και φυσικοχημικών μεθόδων. Συγκεκριμένα, οι βασικές βιολογικές διεργασίες που μπορεί να χρησιμοποιηθούν για την απομάκρυνση αζώτου από τα στραγγίδια αλλά γενικότερα από τα λύματα, είναι οι ακόλουθες:

- Συμβατική νιτροποίηση/απονιτροποίηση (nitrification/ denitrification)
- Νιτρωδοποίηση/ απονιτρωδοποίηση (nitration/ denitritation)
- Αυτοτροφική απομάκρυνση αζώτου μέσω βακτηρίων *anammox*

2.2.2 Νιτροποίηση – Απονιτροποίηση

Η πιο διαδεδομένη και ευρέως χρησιμοποιούμενη βιολογική μέθοδος απομάκρυνσης αζώτου από τα αστικά λύματα, περιλαμβάνει τη διεργασία της νιτροποίησης-απονιτροποίησης. Πρόκειται ουσιαστικά για δύο διαδοχικές διεργασίες βιολογικής απομάκρυνσης του αζωτούχου φορτίου που στοχεύει στη μετατροπή της αμμωνίας σε μοριακό άζωτο.



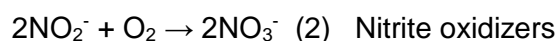
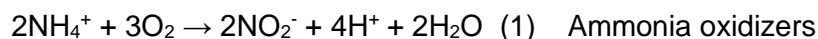
Σχήμα 2.2: Βιολογικός κύκλος αζώτου (Morozkina και Zvyagilskaya, 2007)

Σύμφωνα με τον Gerardi, 2003, η νιτροποίηση αποτελεί την προσθήκη οξυγόνου στο άζωτο, δηλαδή είναι η οξείδωση του αζώτου. Η νιτροποίηση αποτελεί τη διαδικασία της ενζυματικής οξείδωσης της NH_4^+ σε NO_3^- , όπου προκαλείται από συγκεκριμένη ομάδα μικροοργανισμών, γεγονός που καθιστά τη διεργασία ευαίσθητη στην οποιαδήποτε μεταβολή των συνθηκών (Subba et al, 2017).

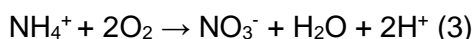
Συγκεκριμένα, η διεργασία της νιτροποίησης λαμβάνει χώρα σε δύο στάδια και περιλαμβάνει την οξείδωση του αμμωνιακού αζώτου σε νιτρικό άζωτο ($\text{NO}_3\text{-N}$) με ενδιάμεσο προϊόν το νιτρώδες άζωτο ($\text{NO}_2\text{-N}$) (Blackburne et al, 2008). Κατά το πρώτο στάδιο, αυτότροφα βακτήρια χρησιμοποιώντας την αμμωνία ως πηγή ενέργειας την οξειδώνουν σε νιτρώδη ($\text{NO}_2\text{-N}$) με το οξυγόνο που τους παρέχεται να αποτελεί τον αποδέκτη ηλεκτρονίων και το διαθέσιμο CO_2 να χρησιμοποιείται ως πηγή άνθρακα (Ahn, 2006). Χαρακτηριστικότερος εκπρόσωπος των βακτηρίων που οξειδώνουν την αμμωνία (AOB) είναι το γένος *Nitrosomonas*. Εκτός αυτού έχουν ταυτοποιηθεί και άλλα είδη ικανά να ανακτήσουν την ενέργειά τους από την οξείδωση της αμμωνίας όπως τα *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosovibrio*, *Nitrosolobus* κ.α. (Ge et al, 2015).

Στο δεύτερο στάδιο της νιτροποίησης πραγματοποιείται η νιτρίκοποίηση, δηλαδή η οξείδωση των νιτρώδων σε νιτρικά μέσω μιας άλλης ομάδας βακτηρίων (NOB). Το γένος *Nitrobacter* αποτελεί τον κύριο νιτρίκοποιητή με άλλα γένη βακτηρίων, όπως *Nitrospira*, *Nitrospina*, *Nitrococcus*, *Nitrocystis* κ.α. να συμμετέχουν (Ahn, 2006; Ge et al, 2015)

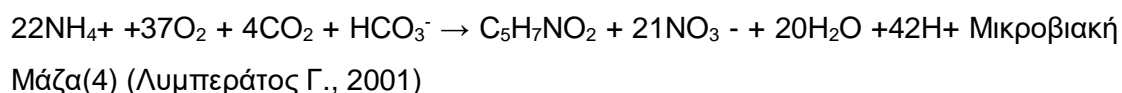
Ως εκ τούτου, για την επίτευξη πλήρους νιτροποίησης είναι απαραίτητη η συμμετοχή τόσο των βακτηρίων, τα οποία οξειδώνουν το αμμωνιακό άζωτο (AOB) όσο και των βακτηρίων ικανών να οξειδώνουν τα νιτρώδη σε νιτρικά (NOB). Οι αντιδράσεις που περιγράφουν τα δύο στάδια της βιολογικής οξείδωσης της αμμωνίας φαίνονται παρακάτω:



Η συνολική αντίδραση οξειδωσης της αμμωνίας (υπό τη μορφή NH_4^+) σύμφωνα με τους Metcalf και Eddy, 2003 είναι :



Όπως αναφέρθηκε ήδη, και τα δύο είδη των νιτροποιητικών βακτηρίων είναι αυτότροφα και χρησιμοποιούν CO_2 για την ανάπτυξή τους. Ταυτόχρονα λαμβάνει χώρα και παραγωγή ενέργειας που χρησιμοποιείται για την ανάπτυξη κυτταρικής μάζας. Έτσι η συνολική αντίδραση νιτροποίησης που λαμβάνει υπ' όψιν τη χρήση CO_2 για ανάπτυξη των κυττάρων είναι.



Με βάση την αντίδραση (3), το οξυγόνο το οποίο απαιτείται για την πλήρη οξείδωση της αμμωνίας είναι $4.57 \text{ gO}_2/\text{g}$ αμμωνιακού αζώτου που οξειδώνεται. Από αυτά $3.43 \text{ gO}_2/\text{g}$ χρησιμοποιούνται για την παραγωγή νιτρώδων και $1.14 \text{ gO}_2/\text{gNO}_2$ για την παραγωγή νιτρικών (Metcalf και Eddy, 2003). Αυτή η απαίτηση σε οξυγόνο, λέγεται νιτρογενώς απαιτούμενο οξυγόνο (NAO). Το απαιτούμενο O_2 θα είναι μικρότερο από $4.57 \text{ gO}_2/\text{g}$ αμμωνιακού αζώτου αν ληφθεί υπ' όψιν η σύνθεση βιομάζας. Οι Werzernak και Cannon (1967) βρήκαν ότι η πραγματική συνολική απαίτηση σε O_2 είναι $4.33 \text{ gO}_2/\text{g}$ αμμωνιακού αζώτου, από τα οποία τα $3.22 \text{ gO}_2/\text{gN}$ χρησιμοποιούνται για την οξείδωση του αμμωνιακού αζώτου και $1.11 \text{ gO}_2/\text{gN}$ χρησιμοποιούνται για την οξείδωση του νιτρώδους αζώτου (Metcalf και Eddy, 2003). Πρέπει επίσης να αναφερθεί ότι το οργανικό άζωτο, μετατρέπεται και αυτό σε αμμωνία, μέσω της διεργασίας της αμμωνιοποίησης. Τέλος σύμφωνα με τη συνολική αντίδραση της νιτροποίησης (4), κατά την οξείδωση της αμμωνίας προκύπτει κατανάλωση 7.07 g αλκαλικότητας ως CaCO_3 , με αποτέλεσμα να παρατηρείται μείωση του pH κατά τη διάρκεια της διεργασίας.

2.2.3 Νιτρωδοποίηση – Απονιτρωδοποίηση

Τα τελευταία χρόνια, έχει δοθεί ιδιαίτερο ενδιαφέρον στην εφαρμογή εναλλακτικών βιολογικών μεθόδων απομάκρυνσης θρεπτικών που μπορούν να έχουν ίδια ή και καλύτερα αποτελέσματα με τις συμβατικές μεθόδους, ενώ παράλληλα μπορούν να επιτύχουν και εξοικονόμηση ενέργειας. Μία τέτοια διεργασία είναι και η απομάκρυνση θρεπτικών, μέσω της αποφυγής της παραγωγής νιτρικών. Η διεργασία αυτή ονομάζεται νιτρωδοποίηση / απονιτρωδοποίηση.

Η διεργασία της νιτρωδοποίησης/απονιτρωδοποίησης φαντάζει ιδιαίτερα συμβατή για την επεξεργασία αστικών αποβλήτων με υψηλές συγκεντρώσεις αμμωνίας, όπως τα στραγγίδια που προκύπτουν κατά την αφυδάτωση αναερόβια χωνεμένης ιλύος. Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι τόσο το απαιτούμενο οξυγόνο για τη διεργασία της νιτροποίησης, όσο και η απαιτούμενη πηγή άνθρακα για την απονιτροποίηση εξαρτώνται σε μεγάλο βαθμό από τη συγκέντρωση του αζώτου στα απόβλητα.

Η νιτρωδοποίηση ουσιαστικά περιλαμβάνει μόνο το πρώτο από τα δύο στάδια της κλασικής νιτροποίησης, κατά το οποίο τα βακτήρια AOB οξειδώνουν την αμμωνία σε νιτρώδες άζωτο ($\text{NO}_2\text{-N}$), ενώ παρεμποδίζεται η περαιτέρω οξείδωση σε νιτρικό άζωτο ($\text{NO}_3\text{-N}$) (Aslan και Dahab, 2008). Βασική προϋπόθεση αποτελεί η φυσιολογική ανάπτυξη και δράση των μικροοργανισμών που οξειδώνουν την αμμωνία σε νιτρώδη (AOB) και η παράλληλη αναχαίτιση των βακτηρίων που οξειδώνουν τα νιτρώδη σε νιτρικά (NOB) (Blackburne et al, 2008).

Η διεργασία της απονιτρωδοποίησης έπεται της νιτρωδοποίησης και κατά τη διάρκεια της επιτελείται απομάκρυνση του αζωτούχου φορτίου, μέσω της αναγωγής των νιτρώδων σε αέριο άζωτο. Για τα συγκεκριμένα λύματα, τα οποία χαρακτηρίζονται από χαμηλό λόγο C/N, η ανάγκη για οργανικά υποστρώματα κατά τη διεργασία της απονιτρωδοποίησης μπορεί να καλυφθεί μονάχα με την εξωτερική πηγή άνθρακα (Helmer-Madhok, et al., 2002) η ποσότητα του οποίου μπορεί να υπολογιστεί έως και 40% μειωμένη σε σχέση με αυτή που θα απαιτούνταν στη συμβατική μέθοδο της απονιτροποίησης (Gustavsson, 2010; Pollice et al, 2002). Όπως συμβαίνει και κατά τη συμβατική απονιτροποίηση, έτσι και με την απονιτρωδοποίηση ανακτάται μέρος της αλκαλικότητας που καταναλώθηκε κατά τη διεργασία της αερόβιας οξείδωσης του αμμωνιακού αζώτου σε νιτρώδη (Gustavsson, 2010).

Με την επιλογή της διεργασίας της νιτρωδοποίησης, επιτυγχάνεται μείωση του λειτουργικού κόστους μια μονάδας επεξεργασίας λυμάτων, καθώς παρουσιάζει τα κάτωθι πλεονεκτήματα (Ciudad et al, 2004; Jialong και Ning, 2004; Ruiz et al, 2003):

- ❖ Μείωση του απαιτούμενου οξυγόνου για νιτροποίηση περίπου κατά 25%
- ❖ Μείωση της απαίτησης εξωτερικής πηγής άνθρακα περίπου κατά 40%
- ❖ Ο ρυθμός απονιτροποίησης μέσω των νιτρώδων είναι 1.5-2 φορές μεγαλύτερος σε σχέση με το ρυθμό απονιτροποίησης μέσω των νιτρικών
- ❖ Χαμηλότερη παραγωγή βιομάζας και κατ' επέκταση ιλύος κατά 30-50%

2.2.4 Παράγοντες που επιδρούν στη διεργασία της Νιτρωδοποίησης – Απονιτρωδοποίησης

Οι βασικές παράμετροι οι οποίες επηρεάζουν και επιδρούν στη διεργασία και στην αποδοτικότητα της νιτρωδοποίησης/απονιτρωδοποίησης, είναι το διαλυμένο οξυγόνο (DO), το pH, η θερμοκρασία, η συγκέντρωση της ελεύθερης αμμωνίας (FA) και του ελεύθερου νιτρώδους οξέος (FNA), η συγκέντρωση του αμμωνιακού αζώτου, καθώς και η φόρτιση αζώτου του συστήματος (Ge et al, 2015; Ruiz et al, 2003).

2.2.4.1 Συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου DO

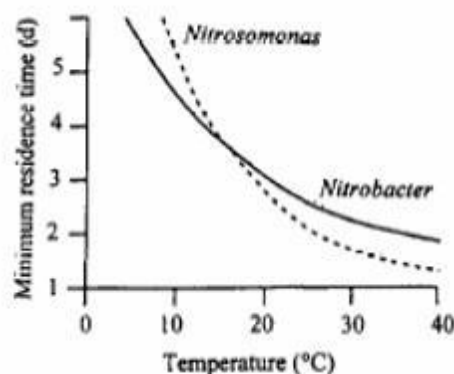
Αρκετοί ερευνητές έχουν προσδιορίσει ως βασική παράμετρο για την επίτευξη της νιτρωδοποίησης τον έλεγχο του παρεχόμενου διαλυμένου οξυγόνου (Ma et al, 2009; Ge et al, 2015). Στα συστήματα επεξεργασίας ενεργού ιλύος, ακόμη και στην περίπτωση όπου τα νιτρώδη υπερτερούν σε σημαντικό βαθμό έναντι των νιτρικών, εξακολουθούν να υφίστανται νιτροποιητικά βακτήρια NOB, τα οποία κάτω από συνθήκες παρατεταμένου χρόνου αερισμού μπορούν να οδηγήσουν τη διαδικασία σε πλήρη νιτροποίηση και απονιτροποίηση (Wang et al, 2004).

Οι Zhang et al (2014) συμπέραναν ότι ιδανική τιμή της συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου, για την επίτευξη νιτρωδοποίησης/απονιτρωδοποίησης, θεωρείται η συγκέντρωση 0.7 mg/L κατά την οποία παρατηρείται συσσώρευση νιτρώδων ίση με 65%. Επιπροσθέτως, οι Ruiz et al (2003), επισήμαναν ότι συγκεντρώσεις διαλυτού οξυγόνου μεγαλύτερες από 1,7 mg/L οδήγησαν σε πλήρη νιτροποίηση, ενώ συγκεντρώσεις χαμηλότερες από 0,5 mg/L έδειξε να επηρεάζουν τόσο τους νιτρωδοποιητές όσο και τους νιτριοποιητές.

Η λειτουργία ενός αντιδραστήρα με συγκεντρώσεις διαλυτού οξυγόνου μεταξύ 0,5-1,5 mg/L, αποτελεί σημαντικό παράγοντα για την επικράτηση των νιτρωδοποιητικών βακτηρίων (AOB) έναντι των νιτριοποιητικών (Zanneti et al, 2012).

2.2.4.2 Θερμοκρασία

Η θερμοκρασία επηρεάζει σημαντικά την δράση των βακτηρίων που είναι υπεύθυνα για την οξείδωση της αμμωνίας (ammonia oxidizers) και των νιτρωδών (nitrite oxidizers). Πιο συγκεκριμένα είναι γνωστό ότι σε υψηλές θερμοκρασίες τα *Nitrobacter* αναπτύσσονται με πολύ πιο μικρούς ρυθμούς σε σχέση με τα *Nitrosomonas*. Στο Σχήμα 2.3, αποτυπώνεται η ανάπτυξη των οργανισμών αυτών συναρτήσει της θερμοκρασίας και του χρόνου.



Σχήμα 2.3: Επίδραση της θερμοκρασίας και του χρόνου παραμονής στην ανάπτυξη των *Nitrosomonas* και των *Nitrobacter* (Verstraete και Philips, 1998)

Κατά τους Hellinga et al (1998), η θερμοκρασία των 30°C είναι η καταλληλότερη για την επίτευξη της διεργασίας της νιτροποίησης. Από την άλλη, για την πραγματοποίηση της νιτρωδοποίησης, θερμοκρασίες μεγαλύτερες από 30°C, έχουν αποδειχθεί κατάλληλες, καθώς ευνοείται η ανάπτυξη των βακτηρίων AOB έναντι των βακτηρίων NOB, τα οποία αναπτύσσονται σε χαμηλότερες θερμοκρασίες.

Οι Jialong και Ning (2004), μελέτησαν την επίδραση της θερμοκρασίας στον μέγιστο ειδικό ρυθμό οξείδωσης της αμμωνίας. Για αύξηση της θερμοκρασίας σταδιακά από 12°C σε 30°C υπήρξε μια αύξηση του μέγιστου ειδικού ρυθμού οξείδωσης κατά 4.5 φορές περίπου. Σε συνδυασμό με τιμή του pH=7.5 και συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου 1.5 mg/L είναι δυνατό να επιτευχθεί αξιοσημείωτη συσσώρευση νιτρωδών. Ωστόσο, στις περισσότερες περιπτώσεις η θερμοκρασία δεν είναι εύκολο να μεταβληθεί και να ελεγχθεί σε διεργασίες μεγάλης κλίμακας, κυρίως για οικονομικούς λόγους. Για το λόγο αυτό, η έρευνα έχει στραφεί στη μελέτη των άλλων παραμέτρων (Ruiz et al, 2003).

2.2.4.3 pH

Οι Ruiz et al. (2003) ερεύνησαν την επίδραση του pH στη νιτροποίηση και στη δυνατότητα επίτευξης νιτρωδοποίησης ανάλογα με τις μεταβολές του. Σύμφωνα με

τη συγκεκριμένη διερεύνηση, πλήρης νιτροποίηση λαμβάνει χώρα σε ένα μεγάλο εύρος pH 6,45-8,95. Σε pH μικρότερο του 6,45 και υψηλές συγκεντρώσεις νιτρώδων, καθώς και σε pH>8,95 παρατηρήθηκε πλήρης αναστολή της διεργασίας της νιτροποίησης χωρίς συσσώρευση νιτρώδων (Zanneti et al, 2012).

Συμπληρωματικά, κατά τους Zhang et al (2015), η πειραματική διερεύνηση σε αντιδραστήρα SBR, απέδειξε ότι η βέλτιστη τιμή του pH για τα νιτρώδοποιητικά βακτήρια AOB και για τα νιτρικοποιητικά βακτήρια NOB κυμαίνεται μεταξύ των τιμών 7.0-8.5 και 6.0-7.5 αντίστοιχα. Επιβεβαιώθηκε επίσης, ο ισχυρισμός των Hellinga et al (1999), κατά τους οποίους για τιμές του pH μικρότερες του 6.5 αναστέλλεται πλήρως η διαδικασία της νιτροποίησης, εξαιτίας αναχαίτισης από υψηλές συγκεντρώσεις ελεύθερης αμμωνίας, ελεύθερου νιτρώδους οξέος και νιτρώδων.

2.2.4.4 Συγκεντρώσεις ελεύθερης αμμωνίας (FA) και ελεύθερου νιτρώδους οξέος (FNA)

Στη βιβλιογραφία δεν υπάρχει μια συμφωνία για την κρίσιμη συγκέντρωση η οποία παρεμποδίζει την οξείδωση των νιτρώδων. Πολλές έρευνες έχουν πραγματοποιηθεί για να εξετάσουν την επίδραση της ελεύθερης αμμωνίας (FA) και του ελεύθερου νιτρώδους οξέος (HNO_2) στην εφαρμογή νιτρώδοποίησης και στην πίεση που ασκούν τόσο στα AOB όσο και στα NOB βακτήρια.

Σύμφωνα με τους Abeling και Seyfried (1992) συγκεντρώσεις ελεύθερης αμμωνίας 1-5mg/L παρεμποδίζουν την οξείδωση των νιτρώδων προς νιτρικά, χωρίς όμως να παρεμποδίζουν την οξείδωση της αμμωνίας. Παρατήρησαν δηλαδή μια προσωρινή συσσώρευση νιτρώδους αζώτου στον αντιδραστήρα, λόγω του εγκλιματισμού των μικροοργανισμών που οξειδώνουν την αμμωνία σε νιτρώδη.

Διάφοροι ερευνητές έχουν βρει ότι η νιτρικοποίηση παρεμποδίζεται για εύρος συγκεντρώσεων ελεύθερης αμμωνίας 0.1-10 mg/L και συγκεκριμένα για συγκέντρωση FA = 4mg/L (Vadivelu et al, 2007). Σε άλλες περιπτώσεις, αναφέρεται ότι τα NOB μπορούν να εγκλιματιστούν σε υψηλές συγκεντρώσεις ελεύθερης αμμωνίας που φτάνουν έως 22 mg/L (Jianlong et al, 2004). Οι Fux et al (2002), παρατήρησαν ότι για αύξηση της συγκέντρωσης της ελεύθερης αμμωνίας από 0 σε 24 – 80 mg/L, υφίσταται μείωση των ρυθμών οξείδωσης των $\text{NO}_2\text{-N}$.

Κατά τη νιτρώδοποίηση, παρατηρείται μείωση του pH και παραγωγή νιτρώδους οξέος, το οποίο αποτελεί αναχαιτιστικό παράγοντα της διεργασίας της νιτροποίησης. Σύμφωνα με τους Anthonisen et al (1976), παρεμποδίζεται η διεργασία της

νιτροποίησης σε συγκεντρώσεις $FNA = 0.06 - 0.83 \text{ mg/L}$, ενώ οι Vadivelu et al (2007) παρατήρησαν παρεμπόδιση των NOB σε συγκεντρώσεις $FNA > 0.02 \text{ mg/L}$ και παρεμπόδιση των AOB για $FNA > 0.04 \text{ mg/L}$.

Οι Zhou et al. (2011) έδειξαν ότι οι υψηλές συγκεντρώσεις του νιτρώδους οξέος αποτελεί αναχαιτιστικό παράγοντα τόσο για τη νιτρωδοποίηση όσο και για τη νιτροποίηση. Έτσι, απέδειξαν ότι για χαμηλές συγκεντρώσεις FNA της τάξεως $0.02 - 0.03 \text{ mg/L}$, πραγματοποιείται έκπλυση των NOB από τη βιομάζα.

2.2.4.5 Ηλικία ιλύος (SRT)

Η ηλικία ιλύος, αποτελεί βασικό παράγοντα επιρροής της αποτελεσματικότητας τόσο της νιτρωδοποίησης όσο και της νιτροποίησης. Οι δύο ομάδες βακτηρίων παρουσιάζουν διαφορετικούς χρόνους διπλασιασμού (Changyong et al, 2011) με τους Peng και Zhu (2006) να αναφέρουν μικρότερους χρόνους ανάπτυξης των *Nitrosomonas* έναντι των *Nitrobacter*.

Οι Changyong et al. (2011) αναφέρουν ότι η έκπλυση των NOB βακτηρίων μπορεί να επιτευχθεί μέσω χαμηλότερων SRT, ενώ καθώς αυξάνεται η ηλικία της ιλύος απαιτείται περισσότερος χρόνος για την επίτευξη ικανοποιητικής νιτρωδοποίησης. Βέλτιστος χρόνος παραμονής των στερεών διαπιστώθηκαν από μελέτες οι 10-20 ημέρες (Pollice et al., 2002; Changyong et al., 2011)

2.2.4.6 Φόρτιση αζώτου (NLR)

Οι Guo et al. (2009) επισημαίνουν τη δυσκολία εφαρμογής της μεθόδου νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης για την επεξεργασία λυμάτων με χαμηλό φορτίο αζώτου. Το ίδιο επιβεβαίωσαν και οι Zhang et al. (2012), όπου για μείωση της φόρτισης του αζώτου η διεργασία της νιτρωδοποίησης επηρεάστηκε ενώ για σταδιακή αύξηση του NLR και μέσες συγκεντρώσεις FA και FNA $0.8 - 0.32 \text{ mgNH}_3\text{-N/L}$ και $0.003 - 0.067 \text{ mgHNO}_2\text{/L}$ αντίστοιχα, η νιτρωδοποίηση διατηρήθηκε.

Αντιθέτως, βάση της έρευνας των Fudala-Ksiazek et al (2014), επιβεβαιώθηκε ότι η επίτευξη της νιτρωδοποίησης, εμποδίζεται από την καταστροφή της συσσώρευσης νιτρωδών σε υψηλό ρυθμό φόρτωσης αζώτου (NLR), η οποία επηρεάζει τη σκοπιμότητα της διαδικασίας επεξεργασίας λυμάτων με υψηλό φορτίο αζώτου.

2.3 Έργα επεξεργασίας ιλύος

2.3.1 Γενικά

Η ιλύς που συγκεντρώνεται στους πυθμένες των δεξαμενών πρωτοβάθμιας και τελικής καθίζησης, αποτελεί ένα από τα σημαντικότερα θέματα προς αντιμετώπιση και διαχείριση σε μια εγκατάσταση επεξεργασίας λυμάτων. Αυτό οφείλεται στα χαρακτηριστικά της, τα οποία την καθιστούν ακατάλληλη για την ασφαλή απομάκρυνση και διάθεση της.

Συγκεκριμένα, συνήθως χαρακτηρίζεται από υψηλές συγκεντρώσεις οργανικού φορτίου, και παθογόνων μικροοργανισμών και μεγάλη περιεκτικότητα σε νερό (98 – 99 %), το οποίο με τη διαφυγή του υφίσταται ο κίνδυνος ρύπανσης επιφανειακών και υπόγειων υδάτων, καθώς είναι πλούσια σε σημαντικές ποσότητες ρυπαντικών ουσιών. (Ανδρεαδάκης, 2015)

Απόρροια όλων αυτών, καθίσταται η επιτακτική ανάγκη εφαρμογής του απαραίτητου βαθμού επεξεργασίας της παραγόμενης ιλύος. Η επεξεργασία της ιλύος, έχει ως πρωταρχικούς στόχους την ελάττωση του όγκου της και το διαχωρισμό στερεών/υγρών, τη βιολογική αποδόμηση ή αδρανοποίηση των περιεχόμενων οργανικών ουσιών, καθώς επίσης και την υγειονομοποίηση της ιλύος, με αποτέλεσμα την πλήρη καταστροφή των παθογόνων μικροοργανισμών.

Η συνήθης τακτική της διάθεσης της ιλύος σε χώρους υγειονομικής ταφής απορριμμάτων (ΧΥΤΑ) περικλείεται από αυστηρά θεσμικά πλαίσια, τα οποία επιβάλλουν ως ελάχιστα έργα επεξεργασίας την εφαρμογή πάχυνσης, σταθεροποίησης και αφυδάτωσης.

Η πάχυνση επιτυγχάνει τη συμπύκνωση της ιλύος καθώς απομακρύνει τμήμα του περιεχόμενου νερού, ώστε να καταστεί οικονομικότερη η διαδικασία της σταθεροποίησης. Το αποτέλεσμα της μεθόδου εξαρτάται τόσο από τα χαρακτηριστικά της ιλύος όσο και από το σχεδιασμό του συστήματος. Χαρακτηριστικές τεχνικές πάχυνσης είναι η πάχυνση με βαρύτητα, με φυγοκέντρηση, με επίπλευση, καθώς και οι τράπεζες πάχυνσης (Ανδρεαδάκης, 2015).

Η παραγόμενη σε μια εγκατάσταση επεξεργασίας ιλύς περιέχει σημαντικό ποσοστό οργανικών στερεών. Κύριος σκοπός της σταθεροποίησης είναι η αδρανοποίηση της ιλύος, η μείωση των οσμών και η ελάττωση του αριθμού των παθογόνων μικροοργανισμών σε αποδεκτά επίπεδα. Η σταθεροποίηση της ιλύος επιτυγχάνεται με αερόβιες ή αναερόβιες βιολογικές διεργασίες. Η σταθεροποίηση δύναται να

επιτευχθεί με αερόβια ή αναερόβια χώνευση, όπου αντίστοιχα μειώνονται τα οργανικά στερεά μέσω της αυτοοξειδωσης των στερεών, ή με απουσία διαλυμένου οξυγόνου αναπτύσσονται αυστηρά αναερόβιοι οργανισμοί οι οποίοι χρησιμοποιούν για μεταβολισμό τους οργανικές ουσίες (Ανδρεαδάκης, 2015).

Πριν την τελική διάθεση ή επαναχρησιμοποίηση της ιλύος, απαιτείται για οικονομικούς και περιβαλλοντικούς λόγους, ο διαχωρισμός της στερεής και υγρής φάσης της ιλύος. Συνεπώς, έπεται της χώνευσης, η αφυδάτωση της ιλύος, απόρροια της οποίας καθίσταται η σημαντική μείωση του όγκου της ιλύος και η μετατροπή της σε ημιστερεή κατάσταση (Ανδρεαδάκης, 2015). Τελικά, η συγκέντρωση των στερεών κυμαίνεται κοντά στο 15–32 % (Pitman, 1999). Μερικές από τις συνηθέστερες τεχνολογίες αφυδάτωσης είναι η διήθηση με κενό, η φυγοκέντρωση, οι ταινιοφιλτρόπρεσσες, οι κλίνες ξήρανσης, καθώς και η ηλιακή ξήρανση (Λυμπεράτος και Βαγενάς, 2012)

Από τα έργα επεξεργασίας της ιλύος επιτυγχάνεται η μείωση της περιεχόμενης υγρασίας, η οποία εκλύεται υπό μορφή στραγγιδίων σε κάθε στάδιο επεξεργασίας. Ανάλογα με τις εφαρμοζόμενες μεθόδους επεξεργασίας της ιλύος η σύσταση των στραγγιδίων μεταβάλλεται ως προς τα ποιοτικά χαρακτηριστικά.

Μέρος των θρεπτικών στοιχείων των λυμάτων όπως το άζωτο και ο φώσφορος, ανάλογα με τις εφαρμοζόμενες διεργασίες, είτε δεσμεύονται στην ιλύς, είτε διαλυτοποιούνται και ελευθερώνονται στο ρεύμα των στραγγιδίων (Pitman, 1999). Κατά την εφαρμογή της αναερόβιας σταθεροποίησης της ιλύος προκύπτει ένα ρεύμα στραγγιδίων, που παρά το γεγονός ότι αποτελεί μόλις το 1-3% της εισερχόμενης στο σύστημα παροχής (Ahn και Choi, 2006 ;Gustavsson, 2010), η περιεκτικότητά του σε αμμωνιακό άζωτο μπορεί να επιφέρει μια αύξηση περίπου 15-20% στο συνολικό εισερχόμενο αζωτούχο φορτίο (Aslan και Dahab, 2008; Gustavsson, 2010; Fux et al., 2006).

Κατά τη διεργασία της αναερόβιας χώνευσης τα οργανικά στοιχεία της ιλύος διασπώνται με αποτέλεσμα τη διαλυτοποίηση του αζωτούχου φορτίου, που περιέχεται κυρίως στις πρωτεΐνες (Zanneti et al., 2012). Ως εκ τούτου, προκύπτει ένα ρεύμα στραγγιδίων, το οποίο χαρακτηρίζεται από ιδιαίτερα χαμηλό λόγο COD:N < 1.0 (Gustavsson, 2010; Ahn και Choi, 2006) καθώς το μεγαλύτερο τμήμα του οργανικού φορτίου έχει απομακρυνθεί στη χώνευση. Η συγκέντρωση του αμμωνιακού αζώτου κυμαίνεται από 500 έως 1500 mg.L⁻¹ (Gustavsson, 2010; Aslan et al., 2009) και το υπερκείμενο αυτό υγρό χαρακτηρίζεται από υψηλές

θερμοκρασίες, 25–35 °C, καθότι συνήθως προκύπτουν μετά την αναερόβια χώνευση υπό μεσοφιλικές ή θερμοφιλικές συνθήκες (Gustavsson, 2010).

Η επεξεργασία των στραγγιδίων αποτελεί επιτακτική ανάγκη, παρά το γεγονός ότι καθίσταται δύσκολη εξαιτίας της τοξικότητας της περιεχόμενης αμμωνίας (Aslan et al, 2009). Η απλή ανακυκλοφορία αυτών στην είσοδο της εγκατάστασης εγκυμονεί κινδύνους, καθώς τα στραγγίδια αυξάνουν σημαντικά το εισερχόμενο φορτίο αζώτου, προκαλώντας παράλληλα λειτουργικά προβλήματα στην εγκατάσταση (Fux et al., 2006; Gustavsson, 2010). Συνεπώς, προτείνεται η βιολογική επεξεργασία των στραγγιδίων, πρώτου πραγματοποιηθεί η επανακυκλοφορία αυτών στην είσοδο της εγκατάστασης (Zanneti et al., 2012; Aslan και Dahab, 2008).

2.3.2 Στραγγίδια αφυδάτωσης όπου έχουν υποστεί προεπεξεργασία μέσω θερμικής υδρόλυσης

Έρευνες έχουν δείξει ότι τα έργα ιλύος έχουν συμβάλει στο 30 έως 50 % του ετήσιου κόστους λειτουργίας (Sorensen και Wakeman, 1996). Για το λόγο αυτό, έχουν αναπτυχθεί διάφορες μέθοδοι και τεχνολογίες επεξεργασίας, με βασικό σκοπό τη βελτίωση της αφυδάτωσης της ιλύος και τη διευκόλυνση της τελικής διάθεσης της (Kepp et al, 2000; Hasan, et al, 2017). Οι μέθοδοι προεπεξεργασίας διακρίνονται σε (Carrere et al, 2010):

- ❖ Βιολογικές Μέθοδοι
- ❖ Μηχανικές Μέθοδοι (υπέρηχοι, υψηλή πίεση)
- ❖ Θερμική Υδρόλυση
- ❖ Χημικές Μέθοδοι με οξείδωση
- ❖ Επεξεργασία με αλκάλια

Έναντι της συμβατικής μεθόδου προεπεξεργασίας, ενδιαφέρον παρουσιάζει η επεξεργασία της ιλύος με θερμική υδρόλυση. Η θερμική υδρόλυση εφαρμόστηκε πρώτη φορά για τη βελτίωση και την ενίσχυση της απόδοσης της αφυδάτωσης της ιλύος (Kepp et al., 2000;Bougrier et al., 2008). Αξίζει να επισημανθεί ότι η θερμική υδρόλυση αποτελεί μέθοδο, η οποία βρίσκει εφαρμογή όταν η ιλύς που διατίθεται στο έδαφος, δεν συμμορφώνεται με τις απαιτήσεις της νομοθεσίας (Stasta et al, 2006).

Η θερμικά επεξεργασμένη ιλύς, εμφανίζει βελτιωμένη αφυδάτωση συγκριτικά με την ιλύ, η οποία δεν έχει υποστεί θερμική υδρόλυση πριν την αναερόβια χώνευση. Επιπροσθέτως, η προεπεξεργασία αυτή αυξάνει και ενισχύει τη διεργασία της

χώνευσης της ιλύος. Εξαιτίας της θερμικής υδρόλυσης, τα πτητικά αιωρούμενα στερεά της ιλύος που πρέπει να διαχειριστεί η μονάδα αφυδάτωσης, είναι μειωμένα κατά 36% (Haug et al., 1978). Οι Neyens και Bayens, 2003, επιβεβαίωσαν ερευνητικά ότι με την θερμική υδρόλυση, επιτυγχάνεται 50 με 100 % αύξηση της ικανότητας της αφυδάτωσης.

Επιπλέον, έχει παρατηρηθεί ότι η προεπεξεργασία σε θερμοκρασία άνω των 175 °C, έχει ως αποτέλεσμα την αυξημένη τοξικότητα της ιλύος, η οποία αναστέλλει την παραγωγή βιοαερίου κατά τη διεργασία της χώνευσης. Αρχικά θεωρήθηκε ότι η τοξικότητα ευθύνεται στη αδιάστατη μορφή αμμωνίας, όμως τελικά αποδείχθηκε ότι άλλες τοξικές ουσίες ήταν υπαίτιες, οι οποίες σχηματίζονται κατά τη θερμική επεξεργασία (Haug et al., 1978).

Στην έρευνα που έκαναν οι Haug et al (1978), παρατηρήθηκε αύξηση του διαλυμένου COD, έπειτα της εφαρμογής της θερμικής υδρόλυσης, γεγονός που οφείλεται είτε στο σχηματισμό οργανικών στοιχείων κατά την επεξεργασία, είτε από μετατροπή στοιχείων από σωματιδιακή σε διαλυτή μορφή. Οι Fisher και Swanwick (1971) και Stuckey και Mc Carty (1978), ανέφεραν ότι σε θερμοκρασίες άνω των 150 °C, με την καλύτερη απόδοση στους 180 °C, η διεργασία της αφυδάτωσης βελτιώθηκε. Όμως, σε αυτό το θερμοκρασιακό εύρος, ανέφεραν τον σχηματισμό ανθεκτικών ενώσεων COD, μη βιοδιασπάσιμων.

Κατά τους Αγγελάκης et al., (2005), η θερμική υδρόλυση επιτρέπει την αποσύνθεση της δομής της ιλύος και την απελευθέρωση του περικλειόμενου νερού. Στην έρευνα τους, η μέθοδος πραγματοποιείται σε θερμοκρασίες 150-180°C. Έχει σαν αποτέλεσμα τη μερική διαλυτοποίηση της ιλύος και την αποσύνθεση των βιολογικών κυττάρων της ιλύος, γεγονός όπου κατά τους Kerpp et al., (2000) ενισχύει παράλληλα και την αναερόβια χώνευση. Τέλος, στην ερευνά τους οι Haug et al., (1978) αναφέρουν ότι με την ανακυκλοφορία των στραγγιδίων αφυδάτωσης, τα οποία έχουν υποστεί θερμική υδρόλυση, δεν αυξήθηκε η ζήτηση οξυγόνου στη βιολογική επεξεργασία.

Σύμφωνα με τη βιβλιογραφία θερμοκρασίες που κυμαίνονται μεταξύ 160 και 180 °C και χρόνοι επεξεργασίας μεταξύ 30 και 60 λεπτών, οδηγούν σε βέλτιστο αποτέλεσμα. Η πίεση μπορεί να κυμαίνεται μεταξύ 600 και 2.500 kPa. Βέβαια, συχνά παρατηρείται ότι ο χρόνος επεξεργασίας δεν παίζει σπουδαίο ρόλο σε τόσο υψηλές θερμοκρασίες (Carrere et al, 2010; Bougrier et al, 2008).

Οι Ma et al., 2011, δοκίμασαν μια νέα διαδικασία, η οποία συνδυάζει τη θερμική υδρόλυση και στη συνέχεια τη μηχανική αφυδάτωση. Με την έρευνα τους, απέδειξαν ότι οι θερμοκρασίες υδρόλυσης ιλύος άνω των 150 °C βελτίωσαν την ικανότητα αφυδάτωσης της μηχανικώς αφυδατωμένης ιλύος. Με την αύξηση της θερμοκρασίας υδρόλυσης, απελευθερώθηκαν περισσότερα οργανικά συστατικά στην υγρή φάση. Το άζωτο που απελευθερώθηκε στην υδατική φάση ήταν ταχύτερο από την απελευθέρωση του άνθρακα.

Οι περιεκτικότητες της υγρασίας της υδρολυμένης ιλύος μειώθηκαν με την αύξηση της θερμοκρασίας υδρόλυσης και της μηχανικής αφυδάτωσης. Η βέλτιστη θερμοκρασία υδρόλυσης ήταν 180 °C. Η περιεκτικότητα σε υγρασία της ιλύος που υποβλήθηκε σε επεξεργασία με τη μέθοδο αυτή, ήταν χαμηλότερη από 40%, γεγονός που ικανοποιεί τις απαιτήσεις για την υγειονομική ταφή χωρίς διαδικασία θερμικής ξήρανσης (Ma et al., 2011).

Συνοπτικά, όπως έχει ήδη αναφερθεί, η θερμική υδρόλυση είναι μια διεργασία κατά την οποία η ιλύς επεξεργάζεται σε συνθήκες υψηλής πίεσης και θερμοκρασίας. Η διαδικασία διαρκεί μερικά λεπτά, ενώ χαρακτηριστικό γνώρισμά της είναι η έγχυση ατμού. Με τη θερμική υδρόλυση η δομή των κυττάρων καταστρέφεται, και τα εξωκυτταρικά πολυμερή (εξωπολυμερείς ενώσεις – exopolymetric substances – EPS), , μετατρέπονται σε εύκολα διασπάσιμη τροφή για την αναερόβια χώνευση. Έτσι, το υδρολυμένο προϊόν, που έχει χαμηλότερο ιξώδες, καθίσταται περισσότερο βιοδιασπάσιμο (Abelleiraa et al, 2011; Xu et al, 2014).

Η θερμική υδρόλυση, πρόκειται για μια μέθοδο υψηλού ενεργειακού οφέλους με χαμηλό λειτουργικό κόστος. Συμβάλλει δε, σε περιορισμό του προβλήματος των οσμών που συνδέονται με την επεξεργασία του οργανικού υλικού. Μπορεί να συνδυαστεί με μονάδες συμπαραγωγής, οι οποίες παράγουν «φιλική» προς το περιβάλλον ηλεκτρική ενέργεια (green electricity) και εξασφαλίζουν το ζεστό ατμό που απαιτείται για τη θερμική υδρόλυση. Επιπρόσθετα, το παραγόμενο βιοαέριο μπορεί να αναβαθμιστεί και να χρησιμοποιηθεί ως καύσιμο οχημάτων ή ως υποκατάστατο του φυσικού αερίου.

Συμπερασματικά, η θερμική υδρόλυση πλεονεκτεί έναντι της συμβατικής μεθόδου καθώς προσφέρει:

- ❖ σταθερή και αξιόπιστη λειτουργία χωνευτών, όπου αποτελεί διαδικασία ενεργειακά αποτελεσματική.
- ❖ περιορισμό προβλημάτων αφρισμού (foaming problems) που προκαλούνται από νηματοειδή βακτήρια (*Nocardia* κτλ)
- ❖ βελτίωση της αφυδατωσιμότητας της ιλύος μέχρι και 40% DS. Αυτό οφείλεται στην απελευθέρωση του νερού που βρίσκεται εγκλωβισμένο στα εξωκυτταρικά πολυμερή (τα EPS δεσμεύουν 4-5 gr νερό/grEPS). Αποτέλεσμα αυτού είναι η παραγωγή λιγότερων βιοστερεών μετά τη χώνευση και την αφυδάτωση παστεριωμένο αφυδατωμένο προϊόν (cake) που εγγυάται την απουσία παθογόνων χωρίς δυνατότητα εκ νέου ανάπτυξης και ενεργοποίησής τους.

2.4 Τεχνολογίες και συστήματα βιολογικής απομάκρυνσης αζώτου

2.4.1 Γενικά

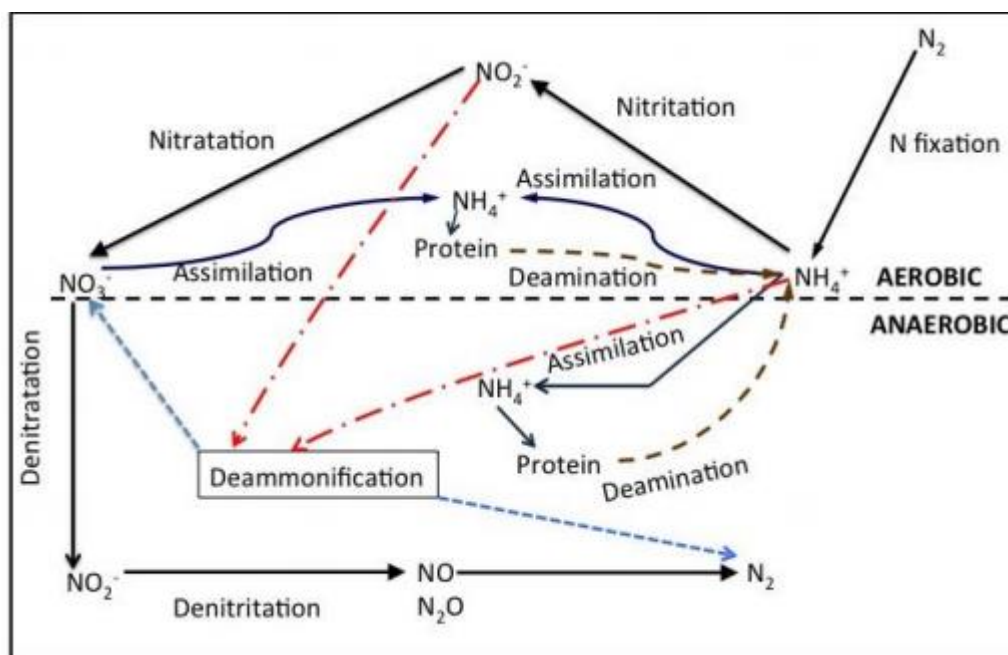
Τα έργα επεξεργασίας της ιλύος, όπως ήδη άλλωστε έχει αναφερθεί και σχολιασθεί, περιλαμβάνουν τις βασικές διεργασίες της πάχυνσης, αναερόβιας χώνευσης (με ή χωρίς κατάλληλη προεπεξεργασία), της αφυδάτωσης, της ξήρανσης κ.α. Από την εφαρμογή των παραπάνω διεργασιών επεξεργασίας, προκύπτει ένα ρεύμα στραγγιδίων, το οποίο χαρακτηρίζεται από υψηλό φορτίο αζώτου, υψηλή θερμοκρασία, καθώς παράλληλα και χαμηλό λόγο COD: N, εξαιτίας κυρίως της αναερόβιας χώνευσης (Gustavsson, 2010).

Τα χαρακτηριστικά των στραγγιδίων αφυδάτωσης ποικίλουν σημαντικά ανάλογα με τον τύπο της ιλύος που προκύπτει και υπόκειται στην παραπάνω ακολουθία διεργασιών επεξεργασίας. Ειδικότερα, η συγκέντρωση της αμμωνίας σε στραγγίδια αφυδάτωσης, όπου έχουν υποστεί θερμική υδρόλυση πριν την αναερόβια χώνευση για καταστροφή των πτητικών στερεών και αύξησης της συνολικής συγκέντρωσης των στερεών στους χωνευτές, είναι πολύ υψηλότερη (Bowden et al., 2015).

Τυπικά, τα πλούσια σε θρεπτικά συστατικά στραγγίδια, τα οποία παράγονται από την αφυδάτωση, επιστρέφουν στην αρχή της εγκατάστασης και στη συνέχεια υφίστανται βιολογική επεξεργασία μαζί με τα εισερχόμενα αστικά λύματα (Bowden et al., 2015). Παρόλα αυτά, τα τελευταία χρόνια η κατά αυτόν τον τρόπο επεξεργασία των στραγγιδίων τείνει να απορριφθεί και ως εκ τούτου απαιτείται η επεξεργασία τους σε ξεχωριστό σύστημα.

Οι κύριες βιολογικές μέθοδοι που υφίστανται για την επεξεργασία του ρεύματος αυτού, παρουσιάζονται στο ακόλουθο σχήμα και είναι οι εξής (Bougrier et al, 2008; Rodriguez-Caballero et al, 2013):

- ❖ Νιτροποίηση – Απονιτροποίηση
- ❖ Νιτρωδοποίηση – Απονιτρωδοποίηση
- ❖ Συνδυασμός νιτρωδοποίησης/Annamox (Deammonification)



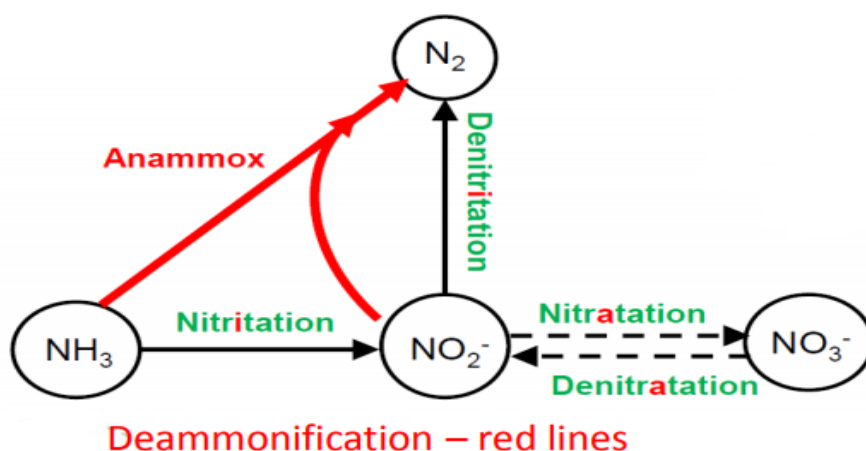
Σχήμα 2.4: Μετασχηματισμοί αζώτου σε αερόβια και αναερόβια περιβάλλοντα (Bowden et al., 2015)

Η διεργασία της νιτροποίησης, όπως ήδη έχει αναφερθεί είναι η αερόβια οξείδωση της αμμωνίας σε νιτρώδες άζωτο από αερόβια οξειδωτικά βακτήρια (AOB) και στη συνέχεια σε νιτρικό άζωτο από αερόβια νιτροποιητικά οξειδωτικά βακτήρια (NOB). Έπειτα, υπό απουσία διαλυμένου οξυγόνου λαμβάνει χώρα η διεργασία της απονιτροποίησης, με ετερότροφα βακτήρια, τα οποία οξειδώνουν μια πηγή άνθρακα με $\text{NO}_3\text{-N}$ ή $\text{NO}_2\text{-N}$ ως δέκτες ηλεκτρονίων, μετατρέποντάς τα σε αέριο N_2 . Για την επεξεργασία στραγγιδίων εφαρμόζοντας τη διεργασία της νιτροποίησης-απονιτροποίησης, όπου απαιτείται υψηλή απόδοση απομάκρυνσης ολικού ανόργανου αζώτου (TIN), συνήθως απαιτείται η προσθήκη εξωτερικής πηγής άνθρακα στον αντιδραστήρα ώστε να παρέχει το οργανικό υπόστρωμα που απαιτείται για την απονιτροποίηση (Bowden et al, 2015).

Η Νιτρωδοποίηση – Απονιτρωδοποίηση αποτελεί το πρώτο στάδιο της πλήρους οξείδωσης της αμμωνίας, δηλαδή της αερόβιας οξείδωσης της σε νιτρώδες άζωτο. Βασικό σκοπό των διεργασιών της νιτρωδοποίησης –απονιτρωδοποίησης, αποτελεί

η μείωση των απαιτήσεων οξυγόνου και άνθρακα, 25% και 40 % αντιστοίχως, σε σύγκριση με την κλασσική νιτροποίηση – απονιτροποίηση. Παρά τη μείωση της απαίτησης οργανικού άνθρακα, η ποσότητα των αποικοδομήσιμων οργανικών στα στραγγίδια αφυδάτωσης είναι ανεπαρκής για να επιτρέψει την πλήρη απονιτροποίηση, με αποτέλεσμα να απαιτείται προσθήκη εξωτερικής πηγής (Bowden et al, 2015). Επιπροσθέτως σε κάποιες περιπτώσεις μπορεί να απαιτηθεί η προσθήκη πρόσθετης αλκαλικότητας εάν καθίσταται επιθυμητή η υψηλή απόδοση του συστήματος ως προς την απομάκρυνση της αμμωνίας (Bowden et al, 2015).

Η συνδυαστική διεργασία της νιτροποίησης/Anammox, είναι ο βιολογικός μετασχηματισμός της αμμωνίας προς αέριο άζωτο σε μια διαδικασία δύο σταδίων, όπως απεικονίζεται στο Σχήμα 2.5. Στο πρώτο στάδιο, όπου ονομάζεται νιτροποίηση, ένα κλάσμα της αμμωνίας μετατρέπεται σε νιτρώδες άζωτο μέσω αερόβιων οξειδωτικών βακτηρίων. Οι συνθήκες αντίδρασης ελέγχονται έτσι ώστε να καταστέλλεται η δράση των νιτροποιητικών βακτηρίων. Στο δεύτερο στάδιο, το οποίο ονομάζεται αναερόβια οξείδωση αμμωνίας ή anammox, υπό αναερόβιες συνθήκες η αμμωνία οξειδώνεται από αυτότροφα βακτήρια, τα οποία χρησιμοποιούν τα $\text{NO}_2\text{-N}$, ως δέκτη ηλεκτρονίων (Bowden et al, 2015; Zhao et al, 2012). Η διεργασία αυτή, έχει χρησιμοποιηθεί και σε συστήματα προσκολλημένης βιομάζας με χρήση βιοφορέων όπου είχε πραγματοποιηθεί ειδικός σχεδιασμός, με σκοπό την ανάπτυξη ορισμένων τύπων βακτηρίων (βιομάζα), πάνω στους βιοφορείς (Zhao et al, 2012). Αποτέλεσμα της διεργασίας αυτής είναι το 89% του ανόργανου αζώτου να μετατρέπεται σε αέριο άζωτο, περίπου 11% ως $\text{NO}_3\text{-N}$, συν μια μικρή ποσότητα αμμωνίας, όπου χρησιμοποιείται ως θρεπτικό συστατικό για την ανάπτυξη της βιομάζας (Bowden et al, 2015).



Σχήμα 2.5: Νιτροποίηση / Anammox (αναερόβια οξείδωση αμμωνίας)(Ødegaard, 2016)

Η εφαρμογή των προαναφερόμενων μεθόδων μπορεί να επιτευχθεί σε διάφορες τεχνολογίες αντιδραστήρων, με τους πιο σύνηθες να είναι οι SBR, οι SHARON, οι CANON, οι OLAND, οι DeAmmon, οι Anammox κ.α. (Ahn, 2006; Bowden et al, 2015; Zhao et al, 2012). Συνήθως επιλέγονται οι μέθοδοι της νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης ή ο συνδυασμός νιτρωδοποίησης/anammox (αναερόβιας οξειδωσης της αμμωνίας), καθώς έχουν μειωμένο λειτουργικό κόστος σε σχέση με την εφαρμογή της συμβατικής νιτροποίησης (Rodriguez-Caballero et al., 2013)

Στη παρούσα διπλωματική εργασία, παρουσιάζονται εκτενέστερα οι αντιδραστήρες διαλείποντος έργου περιοδικής λειτουργίας (SBR), οι αντιδραστήρες MBBR και τα συστήματα IFAS.

2.4.2 Αντιδραστήρες διαλείποντος έργου περιοδικής λειτουργίας

Τα τελευταία χρόνια είναι διαδεδομένη η χρήση μιας τεχνολογίας, η οποία περιλαμβάνει έναν αντιδραστήρα διαλείποντος έργου εναλλασσόμενων φάσεων περιοδικής λειτουργίας. Οι συγκεκριμένοι αντιδραστήρες, χρησιμοποιούνται τόσο για την επεξεργασία αστικών όσο και βιομηχανικών αποβλήτων, με μεγάλη αποδοτικότητα στην επεξεργασία.

Η επεξεργασία στραγγιδίων έργων ιλύος μιας εγκατάστασης, επίσης είναι εφικτή μέσω ενός αντιδραστήρα διαλείποντος έργου SBR, καθώς αποτελεί έναν από τους συνηθέστερους τύπους αντιδραστήρα, που επιλέγονται για την επεξεργασία τέτοιου είδους λυμάτων. Οι αντιδραστήρες SBR θεωρούνται ικανοί να επεξεργαστούν στραγγίδια με υψηλό φορτίο αζώτου, τόσο με τη συμβατική μέθοδο της νιτροποίησης-απονιτροποίησης όσο και με εφαρμογή μεθόδων, όπως η νιτρωδοποίηση-απονιτρωδοποίηση (Fux et al, 2006).

Τα στραγγίδια που παράγονται μετά την αφυδάτωση της χωνεμένης ιλύος, χαρακτηρίζονται από πολύ υψηλή συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου, με αποτέλεσμα τη διατήρηση υψηλών συγκεντρώσεων μη ιονισμένης αμμωνίας στο ανάμικτο υγρό. Επομένως, με εφαρμογή της νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης μπορεί να επιτευχθεί η πλήρης αναχαίτιση των NOB, χωρίς να επηρεάζεται αρνητικά η λειτουργία των AOB (Gustavsson, 2010). Επιπλέον, τα στραγγίδια που παράγονται από την αφυδάτωση της χωνεμένης ιλύος, έχουν μια σχετικά υψηλή θερμοκρασία που ευνοεί τα βακτήρια AOB σε σχέση με τους NOB.

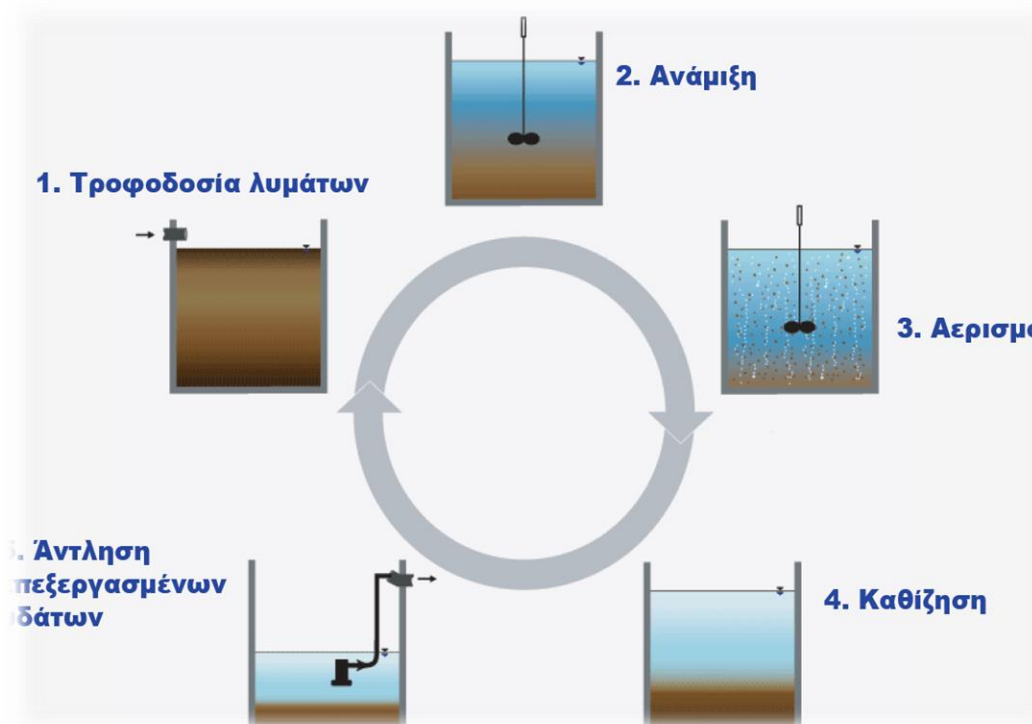
Η επίτευξη της μεθόδου νιτρωδοποίησης/απονιτρωδοποίησης σε αντιδραστήρα SBR συνήθως επιτυγχάνεται λόγω των υψηλών συγκεντρώσεων αμμωνίας, των τιμών του

pH και των εναλλασσόμενων φάσεων λειτουργίας του αντιδραστήρα (Gali et al, 2007). Άλλοι σημαντικοί παράγοντες για την επίτευξη της επιθυμητής νιτρωδοποίησης είναι το διαθέσιμο διαλυμένο οξυγόνο (Gustavsson, 2010), αλλά και η διαθεσιμότητα ανόργανης πηγής άνθρακα (Vadivelu et al, 2007).

Η λειτουργία του αντιδραστήρα SBR, βασίζεται στην εναλλαγή των διαφόρων διεργασιών ανά τακτά χρονικά διαστήματα, μέσα στην ίδια δεξαμενή. Σε κάθε περίπτωση η λειτουργία ενός συστήματος SBR περιλαμβάνει τη φάση της πλήρωσης, των βιοχημικών διεργασιών, της καθίζησης και της άντλησης. Πρέπει να επισημανθεί, όπως φαίνεται και από τη λειτουργία του αντιδραστήρα, ότι δε χρησιμοποιείται δεξαμενή καθίζησης για το διαχωρισμό της ιλύος, ούτε υπάρχει ανακυκλοφορία, τόσο της ιλύος όσο και του ανάμικτου υγρού (Metcalf και Eddy, 2003).

Στην απομάκρυνση αζώτου, η απόδοση ενός συστήματος εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από τις συνθήκες λειτουργίας. Ο SBR προσφέρει μεγάλη λειτουργική ευελιξία, καθώς επιτρέπει την εύκολη ρύθμιση των αερόβιων, ανοξικών και αναερόβιων περιόδων μέσω του χρονικού ελέγχου αερισμού και πλήρωσης (Artan et al, 2001).

Χαρακτηριστικά, στη συνέχεια παρουσιάζεται ο κύκλος επεξεργασίας της μεθόδου SBR:



Σχήμα 2.6: Κύκλος λειτουργίας SBR

Κάθε κύκλος λειτουργίας, μπορεί να έχει διάρκεια από 3 έως 24 ώρες, με συνήθεις αναφορές σε 4 με 8 ώρες λειτουργίας. Το απαιτούμενο μέγεθος ενός SBR εξαρτάται από το φορτίο αζώτου, τους ρυθμούς αντίδρασης και τις ιδιότητες καθίζησης (Shao et al, 2017; Jabari et al, 2014).

Κάποιοι συγγραφείς αναφέρουν την ικανότητα των SBR να απομακρύνουν φορτία αζώτου από 0,5-0,8 Kg/m³*d με τους ρυθμούς νιτροδοποίησης να κυμαίνονται από 1,2-1,4 KgN/m³*d και τους αντίστοιχους ρυθμούς απονιτροδοποίησης να φτάνουν τα 1,4-2,2 Kg N/m³*d (Fux et al., 2002; Gustavsson et al., 2010).

Χαρακτηριστικά αναφέρεται, πως οι Frison et al.,(2013b) εφάρμοσαν επιτυχώς απομάκρυνση αζώτου μέσω νιτροδών από στραγγίδια αναερόβιας επεξεργασίας ιλύος και βιο-αποβλήτων, σε πιλοτικό αντιδραστήρα διαλείποντος έργου (SBR), με τη διατήρηση της αμμωνίας στο ανάμικτο υγρό άνω των 2 mgNH₃-N/L και για φόρτιση αζώτου 0.8 kgN/m³.d.

Επιπρόσθετα, οι Dosta et al(2007), διερεύνησαν την επεξεργασία στραγγιδίων μέσω ενός αντιδραστήρα διαλείποντος έργου SBR, με υδραυλικό χρόνο παραμονής (HRT), μια ημέρα και χρόνο παραμονής στερεών (SRT), έντεκα ημέρες, όπου η απομάκρυνση αζώτου έφτασε τα 0.87 kgN/m³.d.

Οι Fux et al. (2006), επεξεργάστηκαν στραγγίδια με συνεχή παροχή λυμάτων, σε αντιδραστήρα διαλείποντος έργου SBR. Πραγματοποίησαν εναλλαγή αερόβιας με ανοξικής φάσης, όταν το pH έφτανε στο 6.3, με φόρτιση αμμωνιακού αζώτου NLR = 1.2 kgNH₄-N/m³.d. Τελικά πέτυχαν ρυθμούς νιτροδοποίησης AUR 3 με 3.6 kgN /m³.d, ρυθμούς απονιτροδοποίησης 3,2-4,3 kgNO₂-N /m³.d και 87% απομάκρυνση αζώτου.

Οι αντιδραστήρες SBR δίνουν τη δυνατότητα της παρακολούθησης σε πραγματικό χρόνο και τη δυνατότητα εναλλαγής φάσεων λειτουργίας σύμφωνα με κάποιους προκαθορισμένους παράγοντες. Ο έλεγχος του αερισμού, του DO, του pH ή της θερμοκρασίας δίνει τη δυνατότητα επίτευξης σημαντικής απομάκρυνσης αζωτούχου φορτίου μέσω νιτροδοποίησης (Zanetti et al., 2012).

Όσον αφορά τη διεργασία της απονιτροδοποίησης σε αντιδραστήρες SBR τα κύρια θέματα που πρέπει να ληφθούν υπόψη είναι η παρεμπόδιση που μπορεί να προκαλέσουν στους απονιτροδοποιητές η συσσώρευση νιτροδών και το χαμηλό pH. Η απονιτροδοποίηση μπορεί να επανακτήσει ένα μέρος της αλκαλικότητας των λυμάτων, που καταναλώθηκε κατά τη νιτροδοποίηση ενώ κατά την επεξεργασία

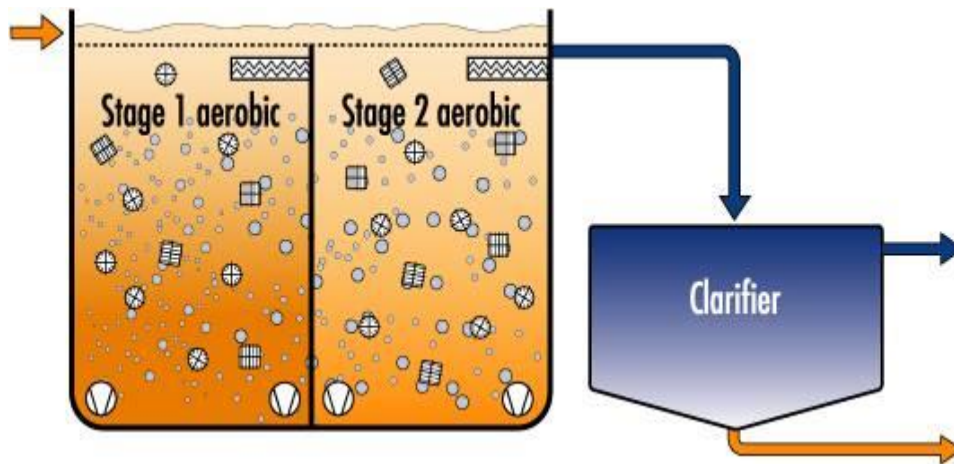
στραγγιδίων με χαμηλό κλάσμα ευκολοδιασπάσιμου COD, συχνά απαιτείται η προσθήκη εξωτερικής πηγής άνθρακα για την υποβοήθηση της διεργασίας (Gustavsson et al, 2010).

Οι Frison et al. (2013) χρησιμοποιώντας τη μέθοδο της νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης σε αντιδραστήρα SBR για την επεξεργασία στραγγιδίων, δοκίμασαν διάφορες πηγές άνθρακα με σκοπό την αποτελεσματική απομάκρυνση του νιτρώδους αζώτου στην ανοξική φάση. Διαπίστωσαν, ότι η προσθήκη του υγρού, που προκύπτει από την υδρόλυση του οργανικού κλάσματος στερεών αποβλήτων μπορεί να επιτύχει ρυθμούς απονιτρωδοποίησης έως και 0,65kgNO₂-N/KgVSS.d.

2.4.3 MBBR (Moving Bed Biofilm Reactors)

Οι τεχνολογίες που βασίζονται σε βιοφίλμ για την επεξεργασία των αστικών και βιομηχανικών υγρών αποβλήτων, αναπτύχθηκαν για να ξεπεράσουν τα διάφορα μειονεκτήματα που αντιμετωπίζουν τα συμβατικά συστήματα και συχνά παράγουν υψηλότερη ποιότητα εκροής (Andreottola et al, 2000; Rusten et al, 1997). Τέτοιοι αντιδραστήρες με φορείς είναι γνωστοί ως αντιδραστήρες βιοφίλμ κινητής κλίνης (MBBRs) και οι φορείς αναφέρονται επίσης ως στοιχεία στήριξης, υποστρώματα ή απλά βιοφορείς (Morgan-Sagastumea, 2018).

Οι αντιδραστήρες κινητής κλίνης βιοφίλμ (MBBR), χρησιμοποιούνται για την επεξεργασία αστικών και βιομηχανικών λυμάτων, αλλά και για την επεξεργασία στραγγιδίων. Η μέθοδος, περιλαμβάνει ένα ή περισσότερους αντιδραστήρες και μια μονάδα διαχωρισμού υγρού – στερεού. Ο αντιδραστήρας MBBR μπορεί να λειτουργήσει ως δύο συστήματα ανοξικής φάσης ή τρία συστήματα αερόβιας φάσης, με ελεύθερη κίνηση πλαστικών βιοφορέων, τα οποία απαιτούν ενέργεια (δηλαδή, ανάμειξη ή αερισμός), με σκοπό την ομοιόμορφη κατανομή τους (McQuarrie και Boltz, 2011; Odegaard, 2006; Lopez-Lopezetal., 2012).



Σχήμα 2.7: Αντιδραστήρας MBBR 2 αερόβιων σταδίων
(<https://www.lenntech.com/processes/mbbr.htm>)

Στην έρευνα τους, οι Schmidt και Schaechter (2011), υποστήριξαν ότι περισσότερο από το 90% της βιομάζας είναι πιθανό να καλλιεργηθεί και να αναπτυχθεί, στους φορείς αντί να παραμείνει ως αιωρούμενη βιομάζα. Αυτό δύναται, να συσχετιστεί με τα εξής:

- ❖ οι φορείς παραμένουν σε αιώρηση μέσα στους αντιδραστήρες λόγω διατρήσεων
- ❖ ο φορέας είναι σχεδιασμένος με μικρά υλικά, τύπου πολυαιθυλενίου με δυνατότητες να έχουν υψηλή ειδική επιφάνεια για να διευκολύνουν την ανάπτυξη του βιοφίλμ. Έτσι, εξαλείφεται η απαίτηση για τον αντιδραστήρα να έχει μια ανακυκλοφορία της ιλύος για να επιτευχθούν οι προδιαγεγραμμένες βέλτιστες συγκεντρώσεις βιομάζας, επιτρέποντας παράλληλα να διαχωρίζεται εύκολα η πλεονάζουσα βιομάζα από την εκροή.

Σύμφωνα με τη βιβλιογραφία, τα συστήματα MBBR, παρουσιάζουν αρκετά πλεονεκτήματα. Σύμφωνα με τους Loukidou και Zouboulis (2001), αξίζει να επισημανθούν, η υψηλότερη συγκέντρωση βιομάζας, η μειωμένη ευαισθησία στην τοξικότητα καθώς και η απουσία μεγάλων χρόνων καθίζησης. Οι Schmidt και Schaechter (2011), ανέφεραν ότι η μέθοδος επηρεάζεται λιγότερο από τις επιπτώσεις που επιφέρει η κακή καθιζησιμότητα, σε σχέση με άλλες μεθόδους.

Κατά την άποψη του Fang (2011), η μέθοδος είναι γενικά οικονομικά αποδοτική, έναντι της συμβατικής και άλλων γνωστών μεθόδων. Επιπλέον, οι Horan et al(1997), συμφωνούν ότι τόσο η απομάκρυνση οργανικών όσο και η απομάκρυνση της αμμωνίας, είναι αποτελεσματικές και θα μπορούσαν να επιτευχθούν σε ένα μόνο στάδιο της μεθόδου MBBR. Επιπροσθέτως, σε αυτά τα συστήματα μπορεί να πραγματοποιηθεί κανονικά νιτροποίηση εξαιτίας της ανάπτυξης βιομάζας στα μέσα

στήριξης (Barwal και Chaudhary, 2014) και να επεξεργαστούν λύματα υπό ακραίες θερμοκρασίες (Leyva-Díaz et al, 2017).

Επιπλέον πλεονέκτημα αποτελεί η χαμηλότερη παραγωγή περίσσειας ιλύος εξαιτίας της διαφορετικής συμπεριφοράς ανάπτυξης και αλλαγής της δραστηριότητας της προσκολλημένης βιομάζας σε σύγκριση με την αιωρούμενη βιομάζα, καθώς και λόγω του υψηλού χρόνου συγκράτησης στερεών (SRT) (Odegaard, 2006; Helness, 2007). Τα συστήματα MBBR μπορούν επίσης να χρησιμοποιηθούν ως υβριδικοί αντιδραστήρες, γνωστοί ως IFAS, όπου θα παρουσιαστούν στη συνέχεια του κεφαλαίου.

Οι αρχές, τα κύρια χαρακτηριστικά του σχεδιασμού, καθώς και η δυνατότητα εφαρμογής των διαδικασιών MBBR έχουν μελετηθεί από διάφορους ερευνητές (Bassin και Dezotti, 2018; Copithorn και Sen, 2010; McQuarrie, 2010; McQuarrie και Boltz, 2011; Odegaard, 2006). Οι αντιδραστήρες MBBR, χρησιμοποιούνται σε πολλές χώρες ανά τον κόσμο, για διάφορους σκοπούς επεξεργασίας (Zhang et al, 2016). Επισημαίνεται όμως, ότι χρησιμοποιούνται πιο σπάνια για την επεξεργασία στραγγιδίων έργων ιλύος, όπου ο βασικός στόχος είναι η απομάκρυνση του αζώτου (Bowden et al, 2015).

Σύμφωνα με τον Odegaard (2000), το βασικό χαρακτηριστικό ενός αντιδραστήρα MBBR είναι ο μοναδικός σχεδιασμός των βιοφορέων, όπου το γεωμετρικό σχήμα, το μέγεθος και τα υλικά κατασκευής τους, διαδραματίζουν σημαντικό ρόλο στην μεγιστοποίηση της αποδοτικότητας του συστήματος. Αυτό αποτέλεσε μια βασική διάκριση από τη συμβατική μέθοδο ενεργού ιλύος, όπου η απόδοση της επεξεργασίας συνδέθηκε άμεσα με τον όγκο του αντιδραστήρα.

Οι Maurer et al (2001), πραγματοποίησαν μια λεπτομερή έρευνα σχετικά με την απονιτροποίηση σε μια εγκατάσταση πλήρους κλίμακας και σε πιλοτική μονάδα, εφαρμόζοντας την τεχνολογία του MBBR. Ο μέγιστος ρυθμός απονιτροποίησης, ήταν $420 \text{ gN/m}^3 \cdot \text{d}$ στους 10°C και $730 \text{ gN/m}^3 \cdot \text{d}$ στους 20°C . Επίσης, ο μέσος ρυθμός απονιτροποίησης, όπως αυτός επιτεύχθηκε για επεξεργασία λυμάτων, ήταν $240 \text{ gN/m}^3 \cdot \text{d}$ στους 10°C . Τέλος, διαπίστωσαν ότι το 37% του COD της εισόδου, χρησιμοποιήθηκε από τους μικροοργανισμούς για την επίτευξη της απονιτροποίησης.

Οι Zafarzadeh et al (2010), εφάρμοσαν τη μέθοδο της νιτροδοποίησης σε αντιδραστήρα MBBR, για 300 ημέρες λειτουργίας. Διεξήγαγαν λοιπόν έρευνα

βασισμένη στις επιδράσεις του διαλυμένου οξυγόνου (DO) και στο λόγο COD:N, με βέλτιστη τιμή διαλυμένη οξυγόνου, 1 με 1.5mg.L⁻¹. Διαπίστωσαν ότι η νιτροδοποίηση σταθεροποιείται, κατά την εφαρμογή υψηλού αμμωνιακού φορτίου σε συνδυασμό με χαμηλή συγκέντρωση DO (< 1.5mg.L⁻¹), επιτυγχάνοντας υψηλό λόγο NO₂-N/NO_x-N, 80 με 85%. Τελικά, ο μέγιστος και μέσος ρυθμός νιτροποίησης όπου επιτεύχθηκαν ήταν 49.4 και 16.6 gNO_x-N/kgVSS.d, αντίστοιχα, ενώ ο μέγιστος και ο μέσος ρυθμός απονιτροποίησης 156.8 και 40.1 gNO_x-N/kgVSS.d, αντίστοιχα.

Αξιόπιστες έρευνες από τους Kim et al (2011), κατέδειξαν ότι η διακοπτόμενη διαδικασία αερισμού μπορεί να εφαρμοστεί στο υπό εξέταση σύστημα ενεργού ιλύος, αντιδραστήρα τύπου MBBR και θα μπορούσε να είναι εξαιρετικά αξιόπιστη. Η δοκιμή διεξήχθη σε εργαστηριακή κλίμακα και λειτούργησε με υδραυλικό χρόνο παραμονής 8 ώρες. Επιτεύχθηκαν λοιπόν ποσοστά απομάκρυνσης 97,7%, 73,1% και 9,4% σε οργανικές ουσίες, TN και TP, αντίστοιχα, με SRT 10 ημερών και 4h κύκλος λειτουργίας.

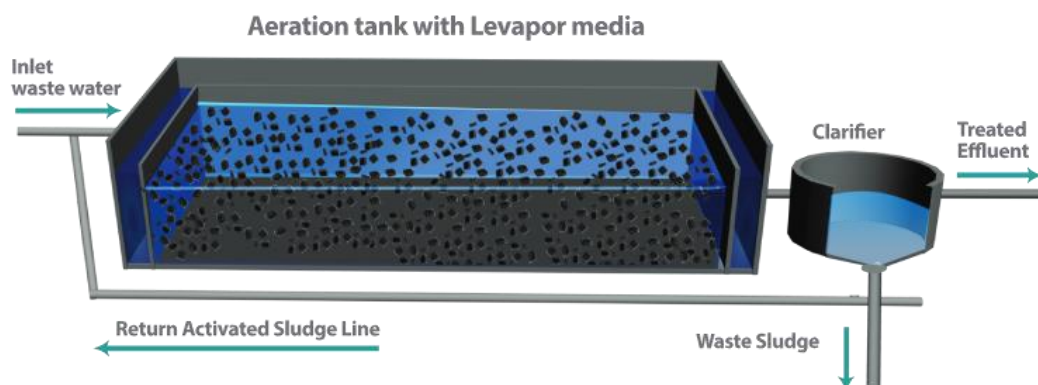
Η πλήρους κλίμακας SNAD (ταυτόχρονη μερική νιτροποίηση–anammox και απονιτροποίηση) – MBBR, τροφοδοτούμενη με υγρό χωνεμένης ιλύος των Xu et al, (2018), απέδειξε σημαντική αφαίρεση αζώτου και COD. Συγκεκριμένα, η συγκέντρωση του ολικού αζώτου στην έξοδο ήταν κάτω από 350mg/L. Η απομάκρυνση του αζώτου ήταν 68 με 71% και η απομάκρυνση του COD ήταν μεγαλύτερη του 40%.

Ο Safwat (2018), μελέτησε τη χρήση δραστικών μικροοργανισμών (Effective Migroorganisms - EM) στη λειτουργία ενός συστήματος MBBR σε σχέση με ένα συμβατικό σύστημα MBBR. Τα αποτελέσματα μετά την περίοδο της εκκίνησης, έδειξαν ότι το συμβατικό σύστημα MBBR ήταν πιο αποδοτικό στην απομάκρυνση του COD, με μέσο ποσοστό απομάκρυνσης 76.7%, έναντι του ενισχυμένου συστήματος, όπου ήταν 67.8%. Αντιθέτως, η αποτελεσματικότητα απομάκρυνσης ολικού αζώτου του MBBR-EM (Moving Bed Biofilm Reactor – Effective Migroorganisms) ήταν μεγαλύτερη σε σχέση με το συμβατικό αντιδραστήρα MBBR, με ποσοστά απομάκρυνσης 56.8% και 45.9% αντίστοιχα.

2.4.4 IFAS (Integrated Fixed-Biofilm Activated Sludge)

Ο συνδυασμός των συστημάτων προσκολλημένης και αιωρούμενης βιομάζας βρίσκει εφαρμογή στο σύστημα IFAS –(Integrated Fixed-Film Activated Sludge) και έχει χρησιμοποιηθεί όλο και περισσότερο ως μέσο βελτίωσης της ικανότητας επεξεργασίας και των δυνατοτήτων απομάκρυνσης θρεπτικών ουσιών των

υφιστάμενων εγκαταστάσεων ενεργού ιλύος (Copithorn και Sen, 2010). Τα συστήματα IFAS λοιπόν, παρουσιάζουν μεγάλο ενδιαφέρον για τη βιολογική επεξεργασία των λυμάτων (Christensson και Welandar, 2004).



Σχήμα 2.: Σύστημα IFAS 1 σταδίου με χρήση RAS line (Return Activated Sludge) (<https://www.levapor.in/ifas-process>)

2.4.4.1 Γενικά στοιχεία

Τα συστήματα ενεργού ιλύος προσφέρουν ευελιξία στην διαδικασία και παρέχουν υψηλό βαθμό επεξεργασίας. Οι διεργασίες IFAS είναι εγγενώς σταθερές και ανθεκτικές στις οργανικές και υδραυλικές φορτίσεις. Έτσι, τοποθετώντας βιοφορείς μέσα σε συστήματα ενεργού ιλύος, επιτυγχάνεται συνδυασμός πλεονεκτημάτων των δύο αυτών συστημάτων, προάγοντας την ανάπτυξη βιομάζας με τη μορφή βιοφίλμ.

Η τεχνολογία IFAS ασχολείται με την ανάγκη αύξησης της δυναμικότητας της μονάδας ενεργού ιλύος, με ελάχιστες ή καθόλου προσθήκες, εξαιτίας της πρόσθετης σταθερής βιομάζας. Σε σύγκριση με την τεχνολογία των συστημάτων ενεργού ιλύος τα συστήματα αυτά έχουν ορισμένα σαφή πλεονεκτήματα, όπως η χαμηλότερη παραγωγή περίσσειας λάσπης, η δυνατότητα αποφυγής ανακυκλοφορίας ιλύος και η καλύτερη ανθεκτικότητα στην αλλαγή τροφής (Fouad και Bhargava, 2005; Wells et al, 2017). Η σταθερή βιομάζα συμβάλλει επίσης στην ικανότητα της διαδικασίας να ανταποκρίνεται στα φορτία οργανικής ή υδραυλικής καταπόνησης και να ανακάμπτει από τις τυχόν διαταραχές (Gerhardt, 2006).

Ειδικότερα, η τεχνολογία βασίζεται σε αιωρούμενους φορείς (μέσα στήριξης) στους οποίους οι μικροοργανισμοί σχηματίζουν βιοφίλμ. Η διεργασία αυτή συνδυάζει τα πλεονεκτήματα τόσο της ενεργού ιλύος όσο και του σταθερού βιοφίλμ, και παρουσιάζει υψηλότερους ογκομετρικούς ρυθμούς φόρτισης και επομένως

μικρότερους υδραυλικούς χρόνους παραμονής (HRT) (Zekkeretal, 2012). Επιπλέον, οι βιοφορείς παρέχουν μεγαλύτερους χρόνους παραμονής ιλύος (SRT) για τους βραδέως αναπτυσσόμενους νιτροποιητές (Odegaard, 2006; Kim, etal, 2011).

Τα πλεονεκτήματα των συστημάτων IFAS για τη βελτίωση της νιτροποίησης έχουν ήδη τεκμηριωθεί ευρέως. Σύμφωνα με τους Randall και Sen, (1996), η εισαγωγή μέσων σταθερής μεμβράνης στην αερόβια δεξαμενή ενός ανοξικού - αερόβιου συστήματος πλήρους κλίμακας, σχεδόν διπλασίασε το ρυθμό νιτροποίησης. Επιπλέον, συχνά παρατηρείται η εμφάνιση απονιτροποίησης στο βιοφίλμ για μείωση του όγκου της ανοξικής δεξαμενής. Οι Stricker et al, (2009) , σύγκριναν την απόδοση νιτροποίησης σε συμβατικά συστήματα και συστήματα IFAS. Έχοντας αρχικά παρόμοια αιωρούμενη συγκέντρωση βιομάζας, το σύστημα IFAS ανέπτυξε 50% περισσότερη βιομάζα κάτι το οποίο είχε ως αποτέλεσμα διπλάσια ικανότητα επεξεργασίας και παρουσίασε πιο σταθερή νιτροποίηση σε ψυχρές θερμοκρασίες.

Όπως ήδη έχει αναφερθεί, τα συστήματα MBBR μπορούν να μετατραπούν σε IFAS . Το κύριο πλεονέκτημα αυτής της υβριδικής μεθόδου (MBBR-IFAS) είναι ότι αυξάνει την αποτελεσματικότητα των διεργασιών βιολογικής αποδόμησης του οργανικού φορτίου, της νιτροποίησης και της απονιτροποίησης. Στα συστήματα αυτά, η συνδεδεμένη βιομάζα αποτελεί το μεγαλύτερο μέρος της βιομάζας του αντιδραστήρα. Έτσι, ενώ στα συμβατικά συστήματα η συγκέντρωση των ολικών στερεών στο (MLSS) βρίσκεται μεταξύ 2500-4000 mg / L, στα συστήματα MBBR-IFAS η συγκέντρωση MLSS συνήθως δεν είναι μεγαλύτερη από 2500 mg / L. Η ποσότητα ιλύος που κυκλοφορεί για τη διατήρηση της επιθυμητής συγκέντρωσης αιωρούμενης βιομάζας σε βιοαντιδραστήρες MBBR-IFAS είναι χαμηλή, συνήθως <50%, ενώ στα συμβατικά συστήματα η ποσότητα της ιλύος υφίσταται όλη ως αιωρούμενη βιομάζα.

Έχει αποδειχθεί πρόσφατα από τους Malovany et al, (2015) ότι η εφαρμογή της διεργασίας νιτροποίησης/απονιτροποίησης σε ένα υβριδικό σύστημα ενεργού ιλύος (IFAS), βελτιώνει σημαντικά την ικανότητα και την αποτελεσματικότητα της μεθόδου. Στη παρούσα πειραματική διερεύνηση, μελετάται η διεργασία της νιτροποίησης / απονιτροποίησης σε υβριδικό σύστημα ενεργού ιλύος, σε αντιδραστήρα διαλείποντος έργου περιοδικής λειτουργίας SBR.

2.4.4.2 Χρήση βιοφορέων σε αντιδραστήρες SBR

Στα υβριδικά συστήματα IFAS (Hybrid IFAS), γίνεται χρήση μέσων στήριξης (βιοφορέων) όπου τελικά συνυπάρχουν η αιωρούμενη και η προσκολλημένη βιομάζα. Ένα τέτοιο σύστημα αποτελεί και ο αντιδραστήρας διαλείποντος έργου SBR

με βιοφορείς ή διαφορετικά IFAS–SBR ενός σταδίου (Integrated Fixed-Film Activated Sludge – Sequencing Batch Reactor).

Επισημαίνεται ότι η χρήση φορέων σε ένα αντιδραστήρα, παρέχει μια προστατευμένη κοιλότητα για την ανάπτυξη του βιοφιλμ, η οποία δεν είναι επιρρεπής σε ισχυρή τριβή. Κατά καιρούς, δοκιμάζονται διάφορα υλικά ως φορείς, με τους πιο συνήθεις να παρασκευάζονται χρησιμοποιώντας συνθετικά πολυμερή, είτε ως πλαστικό αφρό, είτε ως πλαστικό στοιχείο σε διαφορετικά σχήματα και μεγέθη (McQuarrie και Boltz, 2011; Rodgers και Zhan, 2003).

Η αύξηση της βιομάζας ως βιοφιλμ επί των φορέων επιτρέπει την αποσύνδεση του υδραυλικού χρόνου παραμονής (HRT) από τον χρόνο παραμονής στερεών (SRT), επιτρέποντας έτσι τη λειτουργία της μεθόδου σε βραχύτερους υδραυλικούς χρόνους παραμονής και μεγαλύτερους χρόνους SRT από τα συμβατικά συστήματα ενεργού ιλύος (Odeggaard H. , 2006; McQuarrie , 2010; McQuarrie και Boltz, 2011; Copithorn και Sen, 2010).

Με την πάροδο των χρόνων, έχει δοθεί ιδιαίτερη προσοχή στον σχεδιασμό των βιοφορέων, με έμφαση στην προστατευμένη επιφάνεια για την ανάπτυξη βιοφιλμ, τη συγκράτηση της βιομάζας στον αντιδραστήρα και την επαφή του βιοφιλμ με το υγρό. Η ανάπτυξη του βιοφιλμ στα επιφανειακά μέσα των φορέων, βασίζεται στη φυσική διεργασία της προσκόλλησης των κυττάρων καθώς και της ανάπτυξης βιοφιλμ με την παραγωγή εξωκυτταρικών πολυμερών ουσιών (EPS) (Donlan, 2002; Flemming et al, 2016).

Τελευταία, αποτέλεσε αντικείμενο αρκετών ερευνών ο έλεγχος της προσκόλλησης των βακτηρίων, της αύξησης του βιοφιλμ και η βελτιστοποίηση της συνολικής λειτουργίας. Η ανάπτυξη των βακτηρίων στο βιοφιλμ, επηρεάζεται από παράγοντες όπως θερμοκρασία, pH και μεταφορά μάζας αντιδρώντων / προϊόντων. Επίσης, το πάχος, η πυκνότητα και η επιφάνεια του βιοφιλμ, επηρεάζουν την απόδοση ενός συστήματος IFAS (Li et al, 2016a; Mahendran et al., 2012)

Σύμφωνα με τους Jabari et al (2014), οι οποίοι διερεύνησαν τη λειτουργία ενός αντιδραστήρα διαλείποντος έργου SBR, ως IFAS σύστημα για την απομάκρυνση φωσφόρου και αζώτου από την επεξεργασία συνθετικών αστικών λυμάτων, η χρήση ενός τέτοιου συστήματος, αποδείχθηκε αποτελεσματική. Συγκεκριμένα, επιτεύχθηκε πλήρης απομάκρυνση τόσο φωσφορου όσο και αμμωνιακού αζώτου, με μέγιστο ρυθμό νιτροποίησης $1.8 \text{ mgN.h}^{-1}.\text{g}^{-1}\text{VSS}$ και ρυθμό αερόβιας απομάκρυνσης

φωσφόρου $4.9 \text{ mgP} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{g}^{-1} \text{VSS}$.

Οι Jafarzadeh et al., (2014), πραγματοποίησαν μια μελέτη, στην οποία διερευνήθηκε η ταυτόχρονη απομάκρυνση αζώτου, φωσφόρου και COD σε εργαστηριακής κλίμακας αντιδραστήρα IFAS–SBR, χρησιμοποιώντας συνθετικά αστικά λύματα. Ο αντιδραστήρας αποτελούνταν από μια προ-ανοξική ζώνη, μια εσωτερική ανακυκλοφορία και τροφοδοτούνταν με συνθετικά λύματα. Ο αντιδραστήρας λειτούργησε σε κύκλους 6 ωρών, σε τρεις διαφορετικούς τρόπους κατά τη διάρκεια ενός χρονικού πλαισίου 279 ημερών. Τα αποτελέσματα της μελέτης, κάτω από τις βέλτιστες συνθήκες λειτουργίας, έδειξαν ότι ο μέσος ρυθμός απομάκρυνσης των COD, TN και TP ήταν 93.52, 88.31 και 97.56%, αντιστοίχως.

Κατά τους Shao et al. (2017), το υβριδικό σύστημα IFAS-SBR, αποδείχθηκε πολύ αποτελεσματικό στην απομάκρυνση αμμωνιακού αζώτου και COD, χρησιμοποιώντας συνθετικά αστικά λύματα. Ειδικότερα, στη διάρκεια της έρευνάς τους, επιτεύχθηκαν 99 % απομάκρυνση αζώτου και 92 με 98 % απομάκρυνση COD. Ωστόσο, επισημαίνεται ότι η συγκέντρωση νιτρικών παραμένει υψηλή όταν ο λόγος C/N ήταν μικρότερος από 5:1, γεγονός που μπορεί να εξηγηθεί από την ανεπαρκή δραστηριότητα της βιολογικής απονιτροποίησης στον αντιδραστήρα, όταν ο λόγος C/N είναι χαμηλός.

Κεφάλαιο 3^ο Πειραματικό πρωτόκολλο

3.1 Εισαγωγή

Η περίσσεια ιλύς από τον βιολογικό αντιδραστήρα μιας εγκατάστασης, υπόκειται σε περαιτέρω επεξεργασία. Η προ-επεξεργασία της ιλύος πραγματοποιείται πριν την αφυδάτωση, με βασικό σκοπό τη σταθεροποίησή της, μέσω αερόβιας ή αναερόβιας χώνευσης, καθώς και τη μείωση του μικροβιακού φορτίου. Τα παραγόμενα τελικά στραγγίδια, χαρακτηρίζονται από υψηλές συγκεντρώσεις αμμωνίας, εξαιτίας της διαλυτοποίησης του φορτίου από τις προαναφερόμενες διεργασίες.

Η χωριστή επεξεργασία των στραγγιδίων μπορεί να αποφορτίσει σημαντικά την ΕΕΛ από τα φορτία αζώτου που δέχεται. Η απλή ανακυκλοφορία αυτών στην είσοδο της εγκατάστασης εγκυμονεί κινδύνους, καθώς τα στραγγίδια επιβαρύνουν σημαντικά το φορτίο αζώτου, προκαλώντας παράλληλα λειτουργικά προβλήματα στην εγκατάσταση. Συνεπώς, προτείνεται η βιολογική επεξεργασία των στραγγιδίων μέσω εναλλακτικών συστημάτων.

Η επεξεργασία στραγγιδίων με υψηλό αμμωνιακό φορτίο αυξάνει σημαντικά το λειτουργικό κόστος μιας εγκατάστασης. Για το λόγο αυτό, γίνεται χρήση μεθόδων διαφορετικών από τη συμβατική απομάκρυνση αζώτου μέσω νιτροποίησης-απονιτροποίησης. Μια διεργασία ικανή να απομακρύνει σημαντικά φορτία αζώτου, είναι αυτή της νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης. Στη παρούσα μεταπτυχιακή εργασία, εφαρμόσθηκε η διεργασία της νιτρωδοποίησης – απονιτρωδοποίηση, προκειμένου να διερευνηθεί η ικανότητα επεξεργασίας στραγγιδίων σε αντιδραστήρα διαλείποντος έργου SBR ενισχυμένο με βιοφορείς, δηλαδή σε ένα υβριδικό σύστημα ενεργού ιλύος και προσκολλημένης βιομάζας (IFAS). Με εναλλαγή των φάσεων λειτουργίας και διαφορετικές φορτίσεις αζώτου στον αντιδραστήρα IFAS-SBR ενός σταδίου (Integrated Fixed-Film Activated Sludge – Sequencing Batch Reactor), πραγματοποιήθηκε προσπάθεια λεπτομερούς μελέτης της αποδοτικότητας του συστήματος.

Στο συγκεκριμένο Κεφάλαιο, παρουσιάζεται η αναλυτική περιγραφή της πειραματικής διάταξης και οι κύκλοι λειτουργίας, όπως επιλέχθηκαν για τη διερεύνηση της αποτελεσματικότητας του αντιδραστήρα. Επίσης, παρουσιάζονται τα υλικά και οι μέθοδοι που ακολουθήθηκαν, για τις αναλύσεις που πραγματοποιήθηκαν.

3.2 Περιγραφή διάταξης εργαστηριακού συστήματος

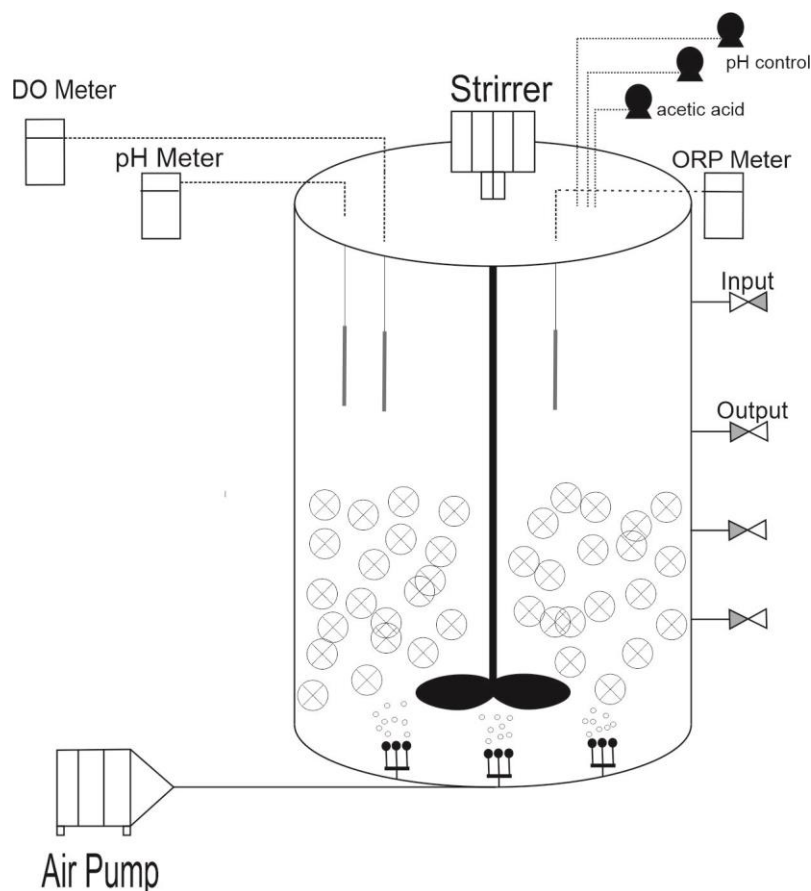
Η πειραματική διερεύνηση του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων IFAS-SBR ενός σταδίου, έλαβε χώρα στο Εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας στον τομέα Υδραυλικής, του τμήματος Πολιτικών Μηχανικών, του Εθνικού Μετσόβιου Πολυτεχνείου. Γίνεται χρήση ενός αυτοματοποιημένου συστήματος διαλείποντος έργου SBR, ενισχυμένου με βιοφορείς, το οποίο λειτουργεί από τις 12/11/2018 έως τις 5/07/2019, με σκοπό την απομάκρυνση του αμμωνιακού φορτίου.

Ως αντιδραστήρας IFAS-SBR ενός σταδίου (Integrated Fixed-Film Activated Sludge–Sequencing Batch Reactor), χρησιμοποιήθηκε ένας κύλινδρος Plexiglas, διαστάσεων $H = 59$ cm, διαμέτρου $d = 30$ cm και όγκου περίπου 30L. Ο αντιδραστήρας, περιλάμβανε τέσσερις βάνες εξόδου/εισόδου στα 8.75L, 17.45 L, 21.82 L και 26.43 L. Η βάνα στα 26.43 L λειτούργησε ως είσοδος, ενώ στα 21.82 L ως έξοδος του συστήματος.

Το σύστημα επεξεργασίας στραγγιδίων ήταν αυτοματοποιημένο, καθώς μέσω αυτοματισμού (PLC) και ενός πίνακα ελέγχου πραγματοποιούνταν η ρύθμιση των κύκλων λειτουργίας, η τροφοδότηση/ εκκένωση, η ρύθμιση των διαφόρων παραμέτρων και γενικότερα η παρακολούθηση της λειτουργίας του αντιδραστήρα. Η παροχή οξυγόνου γινόταν μέσω αντλίας αέρα και πετρών, οι οποίες είχαν τοποθετηθεί στον πυθμένα του αντιδραστήρα ενώ υπήρχε και μηχανικός αναδευτήρας για την ανάμιξη του υγρού στις ανοξικές φάσεις. Στο αντιδραστήρα, ήταν επίσης τοποθετημένα online οξυγονόμετρο, πεχάμετρο και μετρητής οξειδοαναγωγικού δυναμικού (ORP) καθώς και σύστημα ρύθμισης του pH. Όλα λειτουργούσαν βάσει των ρυθμίσεων που είχαν προεπιλεγεί ανά περίοδο στο σύστημα αυτοματισμού.

Επιπλέον, χρησιμοποιήθηκε δοχείο αποθήκευσης, όγκου 30 L στο οποίο τοποθετούνταν στραγγίδια αφυδάτωσης, τα οποία κατά την έναρξη του κάθε κύκλου λειτουργίας, τροφοδοτούνταν στον αντιδραστήρα IFAS-SBR. Παράλληλα, χρησιμοποιήθηκε όμοιο δοχείο αποθήκευσης όγκου 30 L, στο οποίο έπειτα της καθίζησης του συστήματος, πραγματοποιούνταν εκκένωση του συστήματος και συλλεγόταν τα επεξεργασμένα λύματα. Η μεταφορά τόσο της εισόδου όσο και της εξόδου του συστήματος πραγματοποιούνταν με τη χρήση περισταλτικής αντλίας, η οποία λειτουργούσε καθημερινά, για καθορισμένο χρονικό διάστημα βάσει εντολής από τον πίνακα ελέγχου.

Στο ακόλουθο σχήμα, απεικονίζεται ο εργαστηριακός αντιδραστήρας IFAS-SBR ενός σταδίου, όπως περιγράφηκε παραπάνω, ο οποίος χρησιμοποιήθηκε.



Σχήμα 3.1:Γραφική απεικόνιση εργαστηριακού αντιδραστήρα IFAS-SBR ενός σταδίου

3.2.1 Περίοδοι λειτουργίας συστήματος

Η λειτουργία του συστήματος IFAS, μπορεί να χωριστεί σε 4 ξεχωριστές περιόδους, οι οποίες διακριτοποιήθηκαν κυρίως βάσει των φορτίσεων αζώτου (NLR- Nitrogen Loading Rate), ενώ η χρονική διάρκεια κάθε μιας παρουσιάζεται στη συνέχεια. Αρχικά, θα ήταν παράλειψη να μην αναφερθεί ότι ο 'εμβολιασμός' του αντιδραστήρα πραγματοποιήθηκε με προσθήκη βιομάζας, προερχόμενης από πιλοτικό σύστημα SBR επεξεργασίας στραγγιδίων αφυδάτωσης το οποίο λειτουργεί στη Ψυττάλεια.

Η πρώτη φάση λειτουργίας εκτείνεται από την έναρξη λειτουργίας του συστήματος στις 12/11/2018 έως και τις 30/01/2019 και είχε διάρκεια 80 ημέρες. Κατά την περίοδο αυτή επιτυγχάνεται η φάση εκκίνησης (start-up) του αντιδραστήρα με εφαρμογή σχετικά χαμηλής φόρτισης αζώτου, με μέση τιμή $0.23 \pm 0.06 \text{ kgN/m}^3 \cdot \text{d}$. Σε κάθε περίοδο λειτουργίας, γινόταν εναλλαγή αναερόβιων, αερόβιων και ανοξικών φάσεων σε κάθε κύκλο. Επισημαίνεται, ότι κατά την αναερόβια και τις ανοξικές

φάσεις, γινόταν προσθήκη εξωτερικής τροφής – πηγή άνθρακα, με σκοπό την αύξηση του διαθέσιμου οργανικού φορτίου που είναι απαραίτητο για την πραγματοποίηση της απονιτροδοποίησης. Συγκεκριμένα, το χρονικό αυτό διάστημα ο λόγος του οξικού οξέος στην αρχή της ανοξικής φάσης ήταν περίπου ίσος με 5 COD/N, ενώ στην αρχή της αναερόβιας φάσης μεγαλύτερος από 10 COD/P. Ο SRT της αιωρούμενης βιομάζας, ορίστηκε αρχικά στις 12 ημέρες και στη συνέχεια αυξήθηκε στις 16 ημέρες, όπου έμεινε σταθερός για όλη διάρκεια των πειραμάτων. Τέλος, το DO κυμάνθηκε σε ένα εύρος τιμών 3.5 – 5.

Η δεύτερη περίοδος λειτουργίας διήρκησε 96 ημέρες, από το τέλος της πρώτης περιόδου έως και τις 18/03/2019. Στη συγκεκριμένη περίοδο, εφαρμόστηκε υψηλότερη φόρτιση αζώτου, με μέση τιμή $0.39 \pm 0.04 \text{ kgN/m}^3\cdot\text{d}$ και πραγματοποιήθηκε εναλλαγή ανοξικών και αερόβιων φάσεων λειτουργίας, με σκοπό τη μέγιστη δυνατή απομάκρυνση του αμμωνιακού φορτίου, μέσω των διεργασιών νιτροδοποίησης/απονιτροδοποίησης. Ο λόγος του οξικού οξέος που προστέθηκε στην αρχή της ανοξικής φάσης ήταν περίπου ίσος με 5 COD/N, ενώ στην αρχή της αναερόβιας φάσης μεγαλύτερος από 10 COD/P. Ο χρόνος παραμονής στερεών ήταν 16 ημέρες και το DO κυμάνθηκε σε ένα εύρος τιμών 3.5 – 5, ίδιο με της πρώτης περιόδου.

Η τρίτη περίοδος εκτείνεται στο χρονικό διάστημα 19/03/2019 – 27/04/2019. Χαρακτηρίστηκε ως περίοδος επαναφοράς του συστήματος, εξαιτίας κάποιου αναχαιτιστικού φορτίου το οποίο αποτέλεσε ανασταλτικό παράγοντα στη σταθερή λειτουργία του. Για το λόγο αυτό εφαρμόστηκε, χαμηλότερη φόρτιση αζώτου σε σχέση με την προηγούμενη περίοδο, $0.18 \pm 0.07 \text{ kgN/m}^3\cdot\text{d}$. Στην αρχή της ανοξικής φάσης, ο λόγος του οξικού οξέος που προστέθηκε ήταν περίπου ίσος με 5 COD/N, ενώ στην αρχή της αναερόβιας φάσης μεγαλύτερος από 10 COD/P. Ο SRT παρέμεινε σταθερός στις 16 ημέρες και το DO αυξήθηκε και κυμάνθηκε σε εύρος τιμών 5 -6.5.

Τέλος, το διάστημα 28/04/2019 έως και τις 5/07/2019 εκτείνεται η τέταρτη και τελευταία περίοδος λειτουργίας του αντιδραστήρα IFAS-SBR, με εφαρμογή της μέγιστης φόρτισης αζώτου, με μέση τιμή $0.57 \pm 0.08 \text{ kgN/m}^3\cdot\text{d}$ όπου επιτεύχθηκε κατά τη συγκεκριμένη πειραματική διερεύνηση. Μετά την επαναφορά του συστήματος κατά την τρίτη περίοδο λειτουργίας, δοκιμάστηκαν υψηλότερες φορτίσεις, με σκοπό την εξέταση της αποτελεσματικότητας απομάκρυνσης της αμμωνίας, μέσω των διεργασιών νιτροδοποίησης/απονιτροδοποίησης. Επισημαίνεται ότι σε όλο το χρονικό διάστημα της τέταρτης περιόδου λειτουργίας του

συστήματος IFAS-SBR, η εξωτερική πηγή άνθρακα ως οξικό οξύ, που προστέθηκε είχε σταθερό λόγο 5 COD/N στην αρχή της ανοξική φάσης. Τέλος, ο χρόνος παραμονής στερεών έμεινε σταθερός στις 16 ημέρες και το DO κυμάνθηκε σε εύρος τιμών 5 – 6.5.



Εικόνα 3.1: Σύστημα επεξεργασίας στραγγιδίων IFAS-SBR ενός σταδίου

3.2.2 Κύκλοι λειτουργίας συστήματος

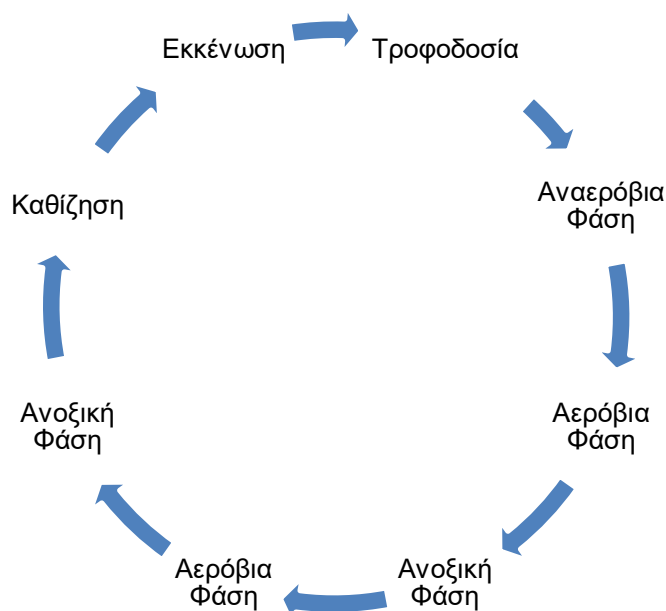
Η λειτουργία του αντιδραστήρα διακοπτόμενης ροής (SBR) περιλάμβανε εναλλαγή διακριτών φάσεων, όπως η τροφοδοσία, η αναερόβια, αερόβια και ανοξική φάση, η καθίζηση και η εκκένωση.

- ❖ Τροφοδοσία: Πριν την έναρξη κάθε κύκλου λειτουργίας του αντιδραστήρα IFAS-SBR πραγματοποιούνταν η τροφοδοσία του με ανεπεξέργαστα στραγγίδια αφυδάτωσης σε ποσότητα και χαρακτηριστικά που διέφεραν ανάλογα με τη φάση λειτουργίας του συστήματος, όπως παρουσιάζονται στη συνέχεια.
- ❖ Νιτρωδοποίηση-Απονιτρωδοποίηση: Μετά την πλήρωση του IFAS-SBR με στραγγίδια αφυδάτωσης ακολουθούσε η περίοδος των βιολογικών διεργασιών με στόχο την απομάκρυνση του αζωτούχου φορτίου. Υπό συνεχή ανάδευση και με εναλλαγή αερόβιων και ανοξικών φάσεων ανάλογα με τις εκάστοτε επιλεγμένες συνθήκες λειτουργίας, το στάδιο των αντιδράσεων διαρκούσε καθορισμένες ώρες ημερησίως, ανάλογα τη κάθε περίοδο λειτουργίας.
- ❖ Απομάκρυνση βιομάζας: Για να διατηρηθεί ένας χρόνος παραμονής στερεών της αιωρούμενης βιομάζας (SRT) ίσος με 12 αρχικά και έπειτα με 16 ημέρες, καθημερινά πραγματοποιούνταν αφαίρεση μιας ποσότητας ανάμεικτου υγρού. Η ποσότητα που αφαιρούνταν καθημερινά υπολογιζόταν με βάση την κάτωθι εξίσωση:

$$\begin{aligned} SRT &= \frac{V \cdot x}{W \cdot x + (Q - W) \cdot x_e} \rightarrow W = \frac{V \cdot x - Q \cdot x_e \cdot SRT}{SRT \cdot (x - x_e)} \rightarrow W \\ &= \frac{V \cdot MLSS - Q \cdot TSS_{out} \cdot SRT}{SRT \cdot (MLSS - TSS_{out})} \end{aligned}$$

- ❖ Καθίζηση: Μετά το τέλος κάθε κύκλου λειτουργίας, η ανάδευση σταματούσε έτσι ώστε να πραγματοποιηθεί καθίζηση της ιλύος και διαχωρισμός της από το επεξεργασμένο υπερκείμενο υγρό. Η διαδικασία της καθίζησης απαιτούσε περίπου 30 min ή και περισσότερο.
- ❖ Απομάκρυνση επεξεργασμένων λυμάτων: Μετά το πέρας της καθίζησης, το υπερκείμενο υγρό αφαιρούνταν από τον αντιδραστήρα. Ο όγκος των επεξεργασμένων λυμάτων που αφαιρούνταν καθημερινά ήταν ίδιος με αυτόν των ανεπεξέργαστων στραγγιδίων που τροφοδοτούνταν στην αρχή του κύκλου στο σύστημα.

Ο αντιδραστήρας IFAS-SBR ενός σταδίου, λειτούργησε καθ' όλη την περίοδο λειτουργίας, με τέσσερις ημερήσιους κύκλους με όμοια εναλλαγή φάσεων, συνολικής διάρκειας έξι ωρών. Μια ενδεικτική εναλλαγή φάσεων σε ένα κύκλο λειτουργίας, αποτυπώνεται στο ακόλουθο Σχήμα 3.2.



Σχήμα 3.2: Ενδεικτική εναλλαγή φάσεων κύκλου λειτουργίας IFAS-SBR ενός σταδίου

Η πρώτη περίοδος λειτουργίας του αντιδραστήρα (1-80 days) περιλάμβανε για τις πρώτες 37 ημέρες λειτουργίας, 2.75 ώρες αερόβιων συνθηκών και 2.5 ώρες ανοξικών συνθηκών ανά κύκλο λειτουργίας, ενώ για τις υπόλοιπες 43 ημέρες, 2.83 ώρες αερόβιων συνθηκών και 2.42 ώρες ανοξικών συνθηκών. Η αλλαγή των φάσεων λειτουργίας και κατ' επέκταση της διάρκειας των αερόβιων και ανοξικών φάσεων, επιτεύχθηκε με σκοπό την περαιτέρω βελτίωση και ενίσχυση των ρυθμών νιτροδωποίησης (AUR).

Η δεύτερη περίοδος λειτουργίας του αντιδραστήρα (81-127 days) περιλάμβανε για τις πρώτες 20 ημέρες λειτουργίας, 2.83 ώρες αερόβιων συνθηκών και 2.42 ώρες ανοξικών συνθηκών, ενώ για τις υπόλοιπες 27 ημέρες, 2.75 ώρες αερόβιων συνθηκών και 2.32 ώρες ανοξικών συνθηκών. Αξίζει να επισημανθεί, ότι την 101 ημέρα συνολικής λειτουργίας του συστήματος, πραγματοποιήθηκε αύξηση του DO από 3.5-5.0 σε 5.0-6.5. Σύμφωνα με τους Johnson et al, (2004) το διαλυμένο οξυγόνο σε συγκεντρώσεις 2 – 5 mg/L, ευνοεί την ανάπτυξη των μικροοργανισμών σε συστήματα με συνύπαρξη προσκολλημένης και αιωρούμενης βιομάζας, εν αντιθέσει με τα συμβατικά συστήματα επεξεργασίας

Η τρίτη περίοδος λειτουργίας του αντιδραστήρα (128 -172 days) περιλάμβανε για τις πρώτες 13 ημέρες λειτουργίας, 2.75 ώρες αερόβιων συνθηκών και 2.32 ώρες ανοξικών συνθηκών. Για τις επόμενες 26 ημέρες, ο αντιδραστήρας είχε 2.9 ώρες αερόβιων συνθηκών και 1.56 ώρες ανοξικών συνθηκών, ενώ για τις τελευταίες ημέρες της τρίτης περιόδου, αυξήθηκαν στις 1.66 ώρες οι ανοξικές συνθήκες λειτουργίας. Η τρίτη περίοδος λειτουργίας του IFAS-SBR, αποτέλεσε μια μεταβατική περίοδο σταθεροποίησης των συνθηκών και διατήρησης της λειτουργικότητας της βιομάζας και των μικροοργανισμών αυτής, εξαιτίας της επιμόλυνσης της τροφοδοσίας του συστήματος, με κάποιο εξωτερικό ρυπαντικό φορτίο.

Τέλος, η τέταρτη περίοδος λειτουργίας του αντιδραστήρα (173-236 days) περιλάμβανε 2.82 – 2.9 ώρες αερόβιων συνθηκών και 1.66 ώρες ανοξικών συνθηκών. Η τελευταία περίοδος λειτουργίας του IFAS-SBR, χαρακτηρίστηκε από τη μέγιστη φόρτιση αζώτου, με σκοπό την διερεύνηση της μέγιστης δυνατής απομάκρυνσης του οργανικού φορτίου.

Ακολούθως παρουσιάζονται ανά κάθε διακριτή περίοδο λειτουργίας, οι φάσεις λειτουργίας του συστήματος IFAS επεξεργασίας στραγγιδίων μέσω της διεργασίας νιτρωδοποίησης/απονιτρωδοποίησης.

Πρώτη Περίοδος 12/11/2018 – 30/01/2019:

Πίνακας 3.1: 1η Περίοδος Λειτουργίας 12/11 έως 18/12

Τροφοδοσία

Αναερόβια	45 min
Αερόβια	55 min
Ανοξική	35 min
Αερόβια	55 min
Ανοξική	35 min
Αερόβια	55 min
Ανοξική	35 min
Καθίζηση	40 min
Εκκένωση	

Πίνακας 3.2: 1η Περίοδος Λειτουργίας 19/12 έως 30/01

Τροφοδοσία

Αναερόβια	45 min
Αερόβια	85 min
Ανοξική	50 min
Αερόβια	85 min
Ανοξική	35 min
Καθίζηση	40 min
Εκκένωση	

Δεύτερη Περίοδος 31/01/2019 – 18/03/2019:

Πίνακας 3.3: 2η Περίοδος Λειτουργίας 31/01 έως 19/02

Τροφοδοσία

Αναερόβια	45 min
Αερόβια	85 min
Ανοξική	50 min
Αερόβια	85 min
Ανοξική	35 min
Καθίζηση	40 min
Εκκένωση	

Πίνακας 3.4: 2η Περίοδος Λειτουργίας 20/02 - 18/03

Τροφοδοσία

Αναερόβια	34 min
Αερόβια	55 min
Ανοξική	35 min
Αερόβια	55 min
Ανοξική	35 min
Αερόβια	55 min
Ανοξική	35 min
Καθίζηση	40 min
Εκκένωση	

Τρίτη Περίοδος 19/03/2019 – 02/05/2019:

Πίνακας 3.5: 3η Περίοδος Λειτουργίας 19/03 – 01/04

Τροφοδοσία

Αναερόβια	34 min
Αερόβια	55 min
Ανοξική	35 min
Αερόβια	55 min
Ανοξική	35 min
Αερόβια	55 min
Ανοξική	35 min
Καθίζηση	40 min
Εκκένωση	

Πίνακας 3.6: 3η Περίοδος Λειτουργίας 02/04 - 28/04

Τροφοδοσία

Αναερόβια	34 min
Αερόβια	105 min
Ανοξική	30 min
Αερόβια	105 min
Ανοξική	30 min
Καθίζηση	40 min
Εκκένωση	

Πίνακας 3.7: 3η Περίοδος Λειτουργίας 29/04 - 02/05

Τροφοδοσία

Αναερόβια	30 min
Αερόβια	105 min
Ανοξική	30 min
Αερόβια	105 min
Ανοξική	40 min
Καθίζηση	50 min
Εκκένωση	

Πίνακας 3.8: 4η Περίοδος Λειτουργίας 03/05 – 14/05

Τροφοδοσία

Αναερόβια	30 min
Αερόβια	105 min
Ανοξική	30 min
Αερόβια	105 min
Ανοξική	40 min
Καθίζηση	50 min
Εκκένωση	

Πίνακας 3.9: 4η Περίοδος Λειτουργίας 15/05 - 05/07

Τροφοδοσία

Αναερόβια	30min
Αερόβια	101 min
Ανοξική	30 min
Αερόβια	101 min
Ανοξική	40 min
Καθίζηση	50 min
Εκκένωση	

3.2.3 Χαρακτηριστικά βιοφορέων

Όπως ήδη έχει αναφερθεί, το υπό εξέταση εργαστηριακό σύστημα είναι ένα υβριδικό σύστημα ή σύστημα IFAS, δηλαδή περιλαμβάνει μέσα βιοφορείς. Ο εργαστηριακός αντιδραστήρας όγκου 30L, γέμισε κατά 30% με βιοφορείς HEL-X Type 8 (περίπου 700 τμχ) και 25L ανάμεικτου υγρού από πιλοτικό αντιδραστήρα επεξεργασίας στραγγιδίων. Τα χαρακτηριστικά των βιοφορέων παρουσιάζονται στον ακόλουθο πίνακα.

Πίνακας 3.10: Χαρακτηριστικά βιοφορέων HEL-X Type 8

Επιφάνεια A (m^2/m^3)	475
Προστατευμένη Επιφάνεια (m^2/m^3)	304
Διάμετρος d (mm)	18
Ύψος h (mm)	14

3.3 Πειράματα Batch

Στην παρούσα μεταπτυχιακή εργασία πραγματοποιήθηκαν πειράματα σε αντιδραστήρες ασυνεχούς λειτουργίας (batch) για τον προσδιορισμό της ταχύτητας Νιτρωδοποίησης AUR και της απονιτρωδοποίησης NUR, τόσο για το υπό εξέταση σύστημα IFAS-SBR, όσο και για το ίδιο ανάμικτο υγρό χωρίς τη χρήση βιοφορέων. Οι μεθοδολογίες που ακολουθήθηκαν είναι ίδιες και για τα δύο συστήματα και παρουσιάζονται παρακάτω.



Εικόνα 3.2: : Πείραμα Batch σε σύστημα χωρίς βιοφορείς (αριστερά) και σε αντιδραστήρα IFAS-SBR (δεξιά)

3.3.1 Προσδιορισμός ταχύτητας Νιτρωδοποίησης (AUR)

Πραγματοποιήθηκε σε διάφορες χρονικές περιόδους ο προσδιορισμός του ρυθμού νιτρωδοποίησης τόσο στον αντιδραστήρα IFAS-SBR κατά τη διάρκεια λειτουργίας του αντιδραστήρα (in situ tests) όσο και στο ανάμικτο υγρό το οποίο έχει τοποθετηθεί σε ξεχωριστό αντιδραστήρα για το πείραμα μέτρησης της δραστηριότητας χωρίς τους βιοφορείς (ex situ). Στόχος των εν λόγω πειραμάτων batch είναι η διερεύνηση της δραστηριότητας των αυτοτροφικών βακτηρίων, τα οποία υπό αερόβιες συνθήκες οξειδώνουν το αμμωνιακό άζωτο ($\text{NH}_4\text{-N}$) σε νιτρώδη ($\text{NO}_2\text{-N}$).

Τα πειράματα διεξήχθησαν σύμφωνα με τις εκάστοτε λειτουργικές συνθήκες του αντιδραστήρα σε κάθε περίοδο λειτουργίας. Η διαδικασία που ακολουθήθηκε για τον προσδιορισμό του AUR περιλάμβανε in situ tests και έχει ως εξής:

Τροφοδοτείται το σύστημα με ποσότητα στραγγιδίων αφυδάτωσης ανάλογα με τις συνθήκες λειτουργίας της εκάστοτε χρονικής περιόδου. Τα στραγγίδια αναμιγνύονται με τη βιομάζα και ξεκινά ο αερόβιος κύκλος λειτουργίας. Από τον αντιδραστήρα IFAS-SBR, μετά την τροφοδοσία του συστήματος με τα στραγγίδια, αφαιρούνται περίπου 700 ml ανάμικτου υγρού και μεταφέρονται σε γυάλινο περιέκτη, ο οποίος λειτουργούσε ως batch αντιδραστήρας. Στον υφιστάμενο αντιδραστήρα, προσομοιώνονται αερόβιες συνθήκες όμοιες με του συστήματος IFAS-SBR, όπου πραγματοποιείται μηχανική ανάδευση και παροχέτευση οξυγόνου με πέτρες. Από εκείνη τη στιγμή και ανά 30 min, μέχρι και το τέλος του αερόβιου κύκλου, αφαιρείται μικρή ποσότητα βιομάζας (30 ml περίπου), η οποία φυγοκεντρείται και διηθείται μέσω φίλτρων 0.45 μm .

Σε κάθε χρονική στιγμή πραγματοποιείται μέτρηση του pH, της θερμοκρασίας και του DO. Στον αντιδραστήρα IFAS-SBR η καταγραφή γίνεται από τα όργανα του συστήματος, ενώ στον αντιδραστήρα χωρίς τους βιοφορείς, οι μετρήσεις γίνονται με όργανα (ρhonec και οξυγονόμετρο) του εργαστηρίου. Παράλληλα, στο διηθημένο δείγμα γίνεται μέτρηση τόσο του νιτρώδους αζώτου όσο και των νιτρικών. Η κλίση της συγκέντρωσης των νιτρωδών, μας οδηγεί στον υπολογισμό του ρυθμού νιτρωδοποίησης.

Τέλος, στην αρχή κάθε πειράματος πραγματοποιείται μέτρηση των ολικών αιωρούμενων (MLSS) και πτητικών στερεών (MLVSS) του ανάμικτου υγρού, έτσι ώστε η ταχύτητα νιτρωδοποίησης να αναχθεί ανά γραμμάριο πτητικών στερεών ($\text{mg NO}_2\text{-N}$ ή $\text{NO}_x\text{-N/grVSS-hr}$).

3.3.2 Προσδιορισμός ταχύτητας Απονιτρωδοποίησης (NUR)

Ως γνωστόν, οι οξειδωμένες μορφές του αζώτου, όπως τα νιτρώδη ($\text{NO}_2\text{-N}$) υπό ανοξικές συνθήκες και παρουσία κατάλληλου ηλεκτρονιακού δότη μετατρέπονται σε αέριο άζωτο (N_2). Ο ρυθμός με τον οποίο τα νιτρώδη απομακρύνονται από το σύστημα επεξεργασίας συνδέεται άμεσα με τη συγκέντρωση των απονιτρωδοποιητικών μικροοργανισμών στο σύστημα, οι οποίοι είναι ετερότροφοι.

Ο προσδιορισμός της ταχύτητας απονιτρωδοποίησης του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων πραγματοποιήθηκε σε διάφορες χρονικές περιόδους και τα πειράματα έγιναν τόσο στον αντιδραστήρα IFAS-SBR υπό τις εκάστοτε συνθήκες λειτουργίας του (in situ tests) όσο και στο ίδιο ανάμικτο υγρό χωρίς τους βιοφορείς σε ξεχωριστούς batch αντιδραστήρες. Η διαδικασία περιλάμβανε τα εξής στάδια:

Μετά το τέλος του αερόβιου κύκλου, έχουμε την έναρξη του ανοξικού κύκλου. Κατά την έναρξη του ανοξικού κύκλου, στο σύστημα τροφοδοτείται καθορισμένος όγκος οξικού οξέος ως πηγή οργανικού φορτίου ανάλογα με την ποσότητα των υπαρχόντων νιτρώδων στο ανάμικτο υγρό, με λόγο $COD/NO_2-N = 5$. Βασικό σκοπό αποτέλεσε η βελτιστοποίηση των συνθηκών, που ευνοούν την αναγωγή των NO_2-N .

Καθ' όλη τη διάρκεια της ανοξικής φάσης και ανά 10 με 15 min, τόσο στο σύστημα IFAS-SBR όσο και στον αντιδραστήρα batch, αφαιρείται μικρή ποσότητα βιομάζας (30 ml), φυγοκεντρείται, διηθείται μέσω φίλτρου (0,45 μm) και γίνεται προσδιορισμός της συγκέντρωσής του σε νιτρώδες άζωτο (NO_2-N). Επίσης γίνεται προσδιορισμός της συγκέντρωσης σε νιτρικά (NO_3-N). Σε κάθε χρονική στιγμή πραγματοποιείται μέτρηση του pH, της θερμοκρασίας και του DO.

Η ταχύτητα απονιτρώδοποίησης υπολογίζεται από τη μεταβολή του νιτρώδους αζώτου κατά τη διάρκεια του πειράματος και πιο συγκεκριμένα από την κλίση της καμπύλης που περιγράφει τη μείωση των νιτρώδων στον υπό εξέταση αντιδραστήρα. Στην αρχή της ανοξικής φάσης πραγματοποιείται μέτρηση των αιωρούμενων και των πτητικών στερεών του ανάμικτου υγρού και η ταχύτητα απονιτρώδοποίησης (NUR) ανάγεται ανά γραμμάριο πτητικών στερεών (mg NO_2-N ή $NOx-N/gr VSS-hr$).

3.4 Εργαστηριακές αναλύσεις

3.4.1 Προσδιορισμός ολικών αιωρούμενων (TSS) και πτητικών αιωρούμενων στερεών (VSS)

Ο προσδιορισμός των κλασμάτων των στερεών, συγκεκριμένα των ολικών αιωρούμενων (TSS) και των πτητικών αιωρούμενων στερεών (VSS), έγινε βάσει της μεθόδου 2540 του Standard Methods. Η μέθοδος εφαρμόστηκε για τον προσδιορισμό των ολικών (TSS) και πτητικών (VSS) αιωρούμενων στερεών στα στραγγίδια/τροφοδοσία και στην έξοδο του συστήματος, καθώς και στον προσδιορισμό των ολικών (MLSS) και πτητικών (MLVSS) στερεών του ανάμικτου υγρού του αντιδραστήρα.

Η διαδικασία του προσδιορισμού των κλασμάτων περιλαμβάνει το διαχωρισμό με διήθηση, την εξάτμιση, την καύση και τη ζύγιση. Για την πραγματοποίηση των συγκεκριμένων αναλύσεων χρησιμοποιήθηκαν φίλτρα GF/C της Whatman με μέγεθος πόρων 1,2 μm .

Σύμφωνα με την προαναφερόμενη μέθοδο, τα φίλτρα πριν χρησιμοποιηθούν, τοποθετούνται στο φούρνο των 550 °C για 20 λεπτά, προκειμένου να αφαιρεθεί τυχόν υγρασία. Στη συνέχεια, τα φίλτρα τοποθετούνται στον αφυγραντή και στην πορεία με τη χρήση εργαστηριακού ζυγού ακριβείας, ζυγίζονται και καταγράφεται το καθαρό βάρος του φίλτρου. Ακολούθως, τοποθετούνται σε συσκευή διήθησης, όπου διηθούνται μέσω αυτών γνωστοί όγκοι των προς εξέταση δειγμάτων.

Τα φίλτρα οδηγούνται σε κλίβανο των 105 °C, όπου παραμένουν για 1,5-2 ώρες τουλάχιστον, ώστε να ξηρανθούν, στη συνέχεια τοποθετούνται σε αφυγραντήρα 15 με 20 λεπτά και τελικά ζυγίζονται. Ο προσδιορισμός των αιωρούμενων στερεών (TSS ή MLSS) προκύπτει μέσω της σχέσης:

$$TSS \text{ ή } MLSS = \frac{M_2 - M_1}{V} \cdot 10^6$$

όπου:

M_1 : Μάζα καθαρού φίλτρου (g)

M_2 : Μάζα φίλτρου μετά τη διήθηση και την ξήρανση στους 105 °C (g)

V : Όγκος δείγματος που διηθήθηκε (mL)

Για τον υπολογισμό των πτητικών αιωρούμενων στερεών (VSS ή MLVSS) σύμφωνα με τη μέθοδο APHA 2540, το φίλτρο έπειτα τον προσδιορισμό των TSS τοποθετείται σε φούρνο στους 550 °C για 20 λεπτά. Μετά το χρονικό πέρας, τοποθετούνται σε αφυγραντή για 15-20 λεπτά και στη συνέχεια ζυγίζεται. Η συγκέντρωση των VSS προκύπτει μέσω της σχέσης:

$$MLVSS \text{ ή } VSS = \frac{M_2 - M_3}{V} \cdot 10^6$$

όπου:

M_3 : Μάζα του φίλτρου μετά τους 550 °C (g)

3.4.2 Προσδιορισμός διαλυτού και ολικού COD

Ο προσδιορισμός του χημικώς απαιτούμενου οξυγόνου (COD) χρησιμοποιείται για τη μέτρηση του οργανικού φορτίου, όπου περιέχεται σε αστικά ή βιομηχανικά λύματα, είτε αυτό είναι βιοαποικοδομήσιμο είτε όχι. Το COD ορίζεται ως η ποσότητα του διχρωμικού καλίου που καταναλώνεται για την οξείδωση των οργανικών και ανόργανων ενώσεων που περιέχονται στο δείγμα. Οι οργανικές ενώσεις οξειδώνονται σε CO_2 , H_2O , NH_4^{+1} , PO_4^{-3} , SO_4^{-3} και του διχρωμικού ανιόντος (Cr^{+6}) σε χρωμικό (Cr^{+3}). Για την πραγματοποίηση της διεργασίας απαιτείται όξινο περιβάλλον

με προσθήκη 50% H_2SO_4 , παρουσία καταλύτη Ag_2SO_4 , καθώς και χώνευση σε θερμοκρασία 150 °C για 2 ώρες.

Στην παρούσα διπλωματική εργαστηριακή ανάλυση, προσδιορίστηκαν το ολικό και διαλυτό COD τόσο των τροφοδοτούμενων στραγγιδίων, όσο και της επεξεργασμένης εξόδου του συστήματος IFAS-SBR. Για τις αναλύσεις χρησιμοποιήθηκαν τα ακόλουθα αντιδραστήρια, όργανα και συσκευές:

- ❖ Φιαλίδια HACKLCK314 με εύρος τιμών συγκέντρωσης 150 – 1000 mg.L^{-1}
- ❖ Συσκευή χώνευσης φιαλιδίων
- ❖ Φασματοφωτόμετρο ορατού φωτός τύπου HACKDR2800
- ❖ Συσκευή διήθησης με αντλία κενού για τον προσδιορισμό του διαλυτού κλάσματος
- ❖ Μembrάνες Whatman με μέγεθος πόρων 0,45 μm για τον προσδιορισμό του διαλυτού COD

Η πειραματική διαδικασία για τον προσδιορισμό του χημικώς απαιτούμενου οξυγόνου COD έγινε κατά τη μέθοδο 5220 D του Standard Methods, κατά την οποία γίνεται προσθήκη 2 ml δείγματος στα έτοιμα φιαλίδια HACK για τον προσδιορισμό του ολικού COD και 2 ml διηθημένου δείγματος για τον προσδιορισμό του διαλυτού COD. Ακολούθως, πραγματοποιείται ανακίνηση των φιαλιδίων και τοποθετούνται σε συσκευή χώνευσης για 2 ώρες σε θερμοκρασία 150 °C. Μετά το πέρας των 2 ωρών, απομακρύνονται τα φιαλίδια από την συσκευή και εφόσον έρθουν σε θερμοκρασία περιβάλλοντος τοποθετούνται σε φασματοφωτόμετρο για την καταμέτρηση της απορρόφησης, αποδίδοντας τις συγκεντρώσεις τους σε mg.L^{-1} .

3.4.3 Προσδιορισμός διαλυμένου οξυγόνου (DO), θερμοκρασίας (T°C) και pH

Ο προσδιορισμός του διαλυμένου οξυγόνου DO στον αντιδραστήρα IFAS-SBR ενός σταδίου πραγματοποιούνταν με τη βοήθεια οξυγονόμετρου της εταιρείας HACH LANGE sc200. Σκοπός της μέτρησης ήταν η εξακρίβωση της ορθής λειτουργίας του συστήματος κυρίως κατά τις αερόβιες και ανοξικές φάσεις. Επιπροσθέτως, η μέτρηση του pH και της θερμοκρασίας ήταν ιδιαίτερα σημαντική για τον έλεγχο της καθημερινής λειτουργίας του συστήματος. Η καταμέτρηση των δύο αυτών παραμέτρων, γινόταν με πεχάμετρο της εταιρείας HACH LANGE sc200, το οποίο ήταν τοποθετημένο στο καπάκι του αντιδραστήρα και έδινε συνεχώς μετρήσεις του pH του ανάμικτου υγρού.

3.4.4 Προσδιορισμός ολικού κατά Kjeldahl Αζώτου (TKN) και αμμωνιακού αζώτου ($\text{NH}_4\text{-N}$)

Το άζωτο εμφανίζεται στα ανεπεξέργαστα λύματα συνήθως υπό μορφή αμμωνίας και οργανικού αζώτου. Ο προσδιορισμός των ενώσεων αυτών πραγματοποιήθηκε βάσει της μεθόδου ανάλυσης κατά Kjeldahl για το ολικό άζωτο και της μεθόδου Nessler για τον προσδιορισμό του αμμωνιακού αζώτου.

Η μέθοδος Kjeldahl εκτελείται σε δύο στάδια, το στάδιο της χώνευσης του οργανικού αζώτου (1^ο στάδιο) και το στάδιο της απόσταξης του αμμωνιακού αζώτου (2^ο στάδιο). Σκοπός της μεθόδου είναι η μετατροπή όλου του οργανικού αζώτου σε αμμωνιακό άζωτο (1^ο στάδιο), στην αφαίρεση του αμμωνιακού αζώτου από το δείγμα μέσω απόσταξης (2^ο στάδιο) και τελικά η μέτρηση της συνολικής ποσότητας της εκλυόμενης αμμωνίας.

Σύμφωνα με τη μέθοδο APHA 4500-Norg B:2012, αρχικά το δείγμα υπόκειται σε χώνευση στους 350-370 °C παρουσία θειικού οξέος και θειικού υδραργύρου. Ως αποτέλεσμα παρατηρείται η υδρόλυση οργανικού αζώτου σε αμμωνιακό άζωτο, το οποίο εμφανίζεται ως ίζημα θειικού αμμωνίου, το οποίο είναι διαλυτό στο νερό. Στη συνέχεια και αφού το οργανικό άζωτο μετατραπεί σε αμμωνιακό, πραγματοποιείται απόσταξη σε συσκευή BUCHI K-314, όπου υπό αλκαλικές συνθήκες διοχετεύονται υδρατμοί στο δείγμα. Για τη διατήρηση του pH σε τιμές κοντά στο 9,5 προστίθεται πυκνό διάλυμα NaOH, ενώ η συλλογή της αμμωνίας πραγματοποιείται σε διάλυμα βορικού οξέος υπό μορφή αμμωνίου.

Στη συνέχεια σε 50 ml δείγματος (αραιωμένο κατά περίπτωση) προστίθενται 2 ml αντιδραστηρίου Nessler (μείγμα ιωδιούχου καλίου και ιωδιούχου υδραργύρου), το οποίο αντιδρά με το αμμωνιακό άζωτο για περίπου 10 λεπτά. Το διάλυμα ανάλογα με την περιεκτικότητά του σε αμμωνία λαμβάνει ένα καφέ-κίτρινο χρώμα με αποτέλεσμα ο προσδιορισμός της συγκέντρωσης του αμμωνιακού αζώτου στο διάλυμα να πραγματοποιείται φασματομετρικά στα 425 nm. Αυτή η τιμή αποτελεί το ολικό Kjeldahl άζωτο.

Κατά τη μέθοδο APHA 4500-NH₃B, C:2015 επιτυγχάνεται ο προσδιορισμός μόνο του αμμωνιακού αζώτου, όπου τοποθετείται δείγμα συγκεκριμένης ποσότητας mL, μετά την προσθήκη διαλύματος NaOH 6N, σε συσκευή απόσταξης BUCHI K-314. Το δείγμα αποστάζεται σε κωνική φιάλη, η οποία περιέχει 10 ml βορικού οξέος και ο απαιτούμενος όγκος αποστάγματος διαφέρει ανάλογα με το υπό εξέταση δείγμα. Στη συνέχεια ακολουθεί ομοίως η μέθοδος μέτρησης Nessler, όπως αυτή περιγράφηκε

παραπάνω. Η τελική συγκέντρωση προκύπτει από μια καμπύλη βαθμονόμησης, της μορφής $y = a \cdot x + b$.

3.4.5 Προσδιορισμός νιτρωδών (NO₂ -N)

Τα νιτρώδη αποτελούν μια οξειδωμένη μορφή του αμμωνιακού αζώτου, που συνήθως απατούνται σε μικρές συγκεντρώσεις στα λύματα καθώς οξειδώνονται ταχύτατα σε νιτρικά. Η συγκέντρωση των νιτρωδών προσδιορίζεται με τη μέθοδο 8507 Nitrite της HACH.

Συγκεκριμένα, ο προσδιορισμός πραγματοποιήθηκε με τη χρήση έτοιμων αντιδραστηρίων Nitriver3 της εταιρείας HACH σε 10 mL δείγματος (αραιωμένου ή μη), όπου πραγματοποιείται αντίδραση των νιτρωδών με σουλφανιλικό οξύ προς σχηματισμό ενός διαζωτωμένου σουλφανιλικού άλατος, το οποίο αντιδρώντας με χρωμοτροπικό οξύ παράγει ρόζ χρώμα. Η μέτρηση γίνεται φασματοφωτομετρικά σε εύρος 0.002 – 0.300 mgNO₂-N.L⁻¹ και μήκος κύματος 507 nm.

3.4.6 Προσδιορισμός νιτρικού αζώτου (NO₃ -N)

Το νιτρώδες άζωτο αποτελεί μια οξειδωμένη διαλυτή μορφή του αζώτου, η οποία υπό ανοξικές συνθήκες μπορεί να αποτελέσει αποδέκτη ηλεκτρονίων κατά την οξείδωση της οργανικής ύλης από ετεροτροφικά βακτήρια και να αναχθεί σε αέριο άζωτο. Κατά την 1η φάση λειτουργίας του αντιδραστήρα IFAS-SBR πραγματοποιήθηκαν μετρήσεις του νιτρικού αζώτου (NO₃-N) σε επεξεργασμένα στραγγίδια. Για τις αναλύσεις χρησιμοποιήθηκαν:

- ❖ έτοιμα αντιδραστήρια NO₃-N της εταιρείας HACH με εύρος τιμών 0,3-13 mg.L⁻¹
- ❖ φασματοφωτόμετρο ορατού φωτός τύπου LANGE DR/2800 της εταιρείας HACH
- ❖ συσκευή διήθησης για την απομάκρυνση των στερεών από το δείγμα
- ❖ μεμβράνες Whatman με μέγεθος πόρων 0,45 μm για τη διήθηση του δείγματος

Σύμφωνα με τη μέθοδο LANGE LCK 339 που εφαρμόστηκε, για τον προσδιορισμό των νιτρικών αρχικά πραγματοποιείται η διήθηση του δείγματος και στη συνέχεια τοποθέτηση 1 ml σε φιαλίδιο με έτοιμο αντιδραστήριο. Μετά την προετοιμασία των δειγμάτων και το πέρας 15 λεπτών, η μέτρηση της συγκέντρωσης γίνεται με τη χρήση φασματοφωτόμετρου σε μήκος κύματος 345 nm.

3.4.7 Προσδιορισμός ολικού φωσφόρου (TP) και ορθοφωσφορικών ($\text{PO}_4\text{-P}$)

Ο φώσφορος στα αστικά λύματα βρίσκεται είτε σαν ανόργανος σε ορθοφωσφορικές ρίζες και πολυφωσφορικές αλυσίδες, είτε δεσμευμένος σε μη υδατοδιάλυτες οργανικές ύλες. Ο προσδιορισμός του οργανικού φωσφόρου και των ορθοφωσφορικών απαιτεί πρώτα την υδρόλυσή τους σε ορθοφωσφορικά.

Για το λόγο αυτό, ο προσδιορισμός του ολικού φωσφόρου, ο οποίος περιλαμβάνει και τις τρεις μορφές φωσφόρου (ορθοφωσφορικά, πολυφωσφορικά και οργανικό φώσφορο) γίνεται σε δύο στάδια. Το πρώτο στάδιο περιλαμβάνει το στάδιο της χώνευσης του οργανικού φωσφόρου και των πολυφωσφορικών με σκοπό την μετατροπή τους σε ορθοφωσφορικές ρίζες. Το επόμενο στάδιο είναι ο προσδιορισμός του συνόλου του φωσφόρου ως ορθοφωσφορικά ($\text{PO}_4\text{-P}$).

Στο πρώτο στάδιο, το δείγμα υπόκειται σε βρασμό παρουσία θειικού οξέος και κάτω από αυτές τις συνθήκες η οργανική ύλη οξειδώνεται σε CO_2 και H_2O , ενώ ο φώσφορος που περιέχεται στην οργανική ύλη και στις πολυφωσφορικές αλυσίδες, υδρολύεται σε ορθοφωσφορικά. Η συγκέντρωση των ορθοφωσφορικών, πραγματοποιείται σύμφωνα με τη μέθοδο ασκορβικού οξέος.

Βάσει της μεθόδου του ασκεριού οξέος, μείγμα ammonium molybdate και potassium antimonyl-tartrate αντιδρούν κάτω από όξινες συνθήκες και παράγουν μια σύμπλοκη ένωση, ammonium phosho-molybdate. Παρουσία ασκορβικού οξέος, το μολυβδένιο που περιέχεται στην ένωση, ανάγεται σε ελεύθερο μολυβδαίνιο που δίνει τελικά μια μπλε απόχρωση στο διάλυμα. Η απόχρωση τελικά του διαλύματος, είναι ανάλογη της συγκέντρωσης του φωσφόρου που περιέχεται στο εξεταζόμενο δείγμα, για συγκεντρώσεις 0.1 – 1.0 mgP/L.

Ο προσδιορισμός του ολικού και διαλυτού φωσφόρου, έγινε σύμφωνα με την πρότυπη μέθοδο 4500 – PE Ascorbic Acid του Standard Methods. Κατά το στάδιο της χώνευσης, το δείγμα κατάλληλου όγκου και αραιωμένου στα 50mL, υπόκειται σε βρασμό παρουσίας μιας σταγόνας θειικού οξέος κανονικότητας 11N και περίπου 0.4 g ammonium persulfate. Εφόσον το δείγμα βράσει και παραμένει στη φιάλη 10 με 15 mL, προστίθεται απιονισμένο νερό έως τα 50mL και μια σταγόνα phenolphthalein. Ακολούθως, προστίθεται ποσότητα NaOH 6N, μέχρι το διάλυμα να πάρει μια ελαφριά ροζ απόχρωση. Τελικά, πραγματοποιείται αραίωση των δειγμάτων στα 100mL.

Για τον προσδιορισμό των ορθοφωσφορικών, γίνονται κατάλληλες αραιώσεις στα υπό εξέταση δείγματα σε τελικό όγκο των 50 mL, προκειμένου η τελική συγκέντρωση PO₄-P να κυμαίνεται στο εύρος 0.1 – 1 mg/L. Στη συνέχεια, προστίθεται στο δείγμα 8 mL από τα ανάμεικτα αντιδραστήρια και μετά το πέρασ 10 min, φασματομετρήθηκαν σε μήκος κύματος 890nm.

3.4.8 Προσδιορισμός βιομάζας βιοφορέων (TSS – VSS)

Για τον προσδιορισμό της βιομάζας των βιοφορέων (TSS – VSS) ακολουθήθηκε μια μεθοδολογία όπως παρουσιάζεται στη βιβλιογραφία, με κάποιες παραλλαγές (Di Tripani et al, 2011; Di Tripani et al, 2013; Kim, et al., 2011; Oliviera, 2008; Jabari et al, 2014; Shao et al, 2017). Η μέθοδος προσδιορισμού όπως χρησιμοποιήθηκε στην τέταρτη περίοδο λειτουργίας του συστήματος, παρουσιάζεται παρακάτω.

Αρχικά, επιλέχθηκαν τυχαία 10 με 15 βιοφορείς μέσα από τον αντιδραστήρα IFAS-SBR. Αφού λοιπόν μπήκαν σε φόρμες αλουμινίου, τοποθετήθηκαν σε εργαστηριακό φούρνο θερμοκρασίας 105°C για περίπου 24 ώρες. Μετά το πέρασ των 24 ωρών, τοποθετήθηκαν σε αφυγραντήρα έως ότου αποκτήσουν θερμοκρασία περιβάλλοντος.

Έπειτα, οι βιοφορείς ζυγίστηκαν σε εργαστηριακό ζυγό ακριβείας και καταγράφηκε το βάρος αυτών (M₁). Στην πορεία, οι βιοφορείς τοποθετήθηκαν σε γυάλινους περιέκτες με καθαρό νερό, όγκου περίπου 300–400 mL με σκοπό να επιτευχθεί ξέπλυμα αυτών. Η διαδικασία αυτή του ξεπλύματος, ακολουθήθηκε δύο φορές. Επιπροσθέτως, ξεπλύθηκε ο καθείς κάτω από τρεχούμενο νερό, προκειμένου να επιτευχθεί η κατά το δυνατόν καλύτερη αποκόλληση της βιομάζας που είχε μείνει.

Τοποθετήθηκαν ξανά στον φούρνο των 105°C για 24 περίπου ώρες. Επαναλήφθηκε η ίδια διαδικασία ζύγισης στον εργαστηριακό ζυγό ακριβείας και καταγράφηκε το βάρος των βιοφορέων (M₂). Τελικά, προσδιορίστηκε βαρυτομετρικά η συγκέντρωση της βιομάζας στους βιοφορείς κατά μέσο όρο, σύμφωνα με τον ακόλουθο τύπο:

$$\Delta M = M_1 - M_2$$

3.4.9 Ανάλυση φθορίζουσας επιτόπου υβριδοποίησης(Fluorescence In-Situ Hybridization-FISH)

Στο πλαίσιο της παρούσας διπλωματικής εργασίας πραγματοποιήθηκαν αναλύσεις FISH (Fluorescence In Situ Hybridization) που είχαν ως στόχο την ταυτοποίηση συγκεκριμένων ομάδων μικροοργανισμών τόσο στο ανάμεικτο υγρό του

αντιδραστήρα IFAS-SBR όσο και στο βιοφίλμ που αναπτύχθηκε σταδιακά στους βιοφορείς του συστήματος.

Για την πραγματοποίηση της μέτρησης στο βιοφίλμ, ακολουθήθηκε μια επιπλέον προεργασία σε σχέση με τη μέτρηση στο ανάμεικτο υγρό έτσι ώστε να προκύψει το απαραίτητο δείγμα για την εφαρμογή της μεθόδου. Πιο συγκεκριμένα, επιλέχθηκαν 20 τυχαίοι βιοφορείς από τον αντιδραστήρα IFAS-SBR οι οποίοι τοποθετήθηκαν σε γυάλινο περιέκτη. Στη συνέχεια, προστέθηκαν 300 ml απιονισμένου νερού και ο περιέκτης ανακινήθηκε έως ότου όλη η προσκολλημένη βιομάζα από τους βιοφορείς διαλυθεί στο ανάμεικτο υγρό. Το υγρό το οποίο προέκυψε αποτέλεσε το δείγμα το οποίο χρησιμοποιήθηκε για τον προσδιορισμό του πληθυσμού συγκεκριμένων ομάδων βακτηρίων στους βιοφορείς του αντιδραστήρα.

Στην παρούσα εργασία πραγματοποιήθηκε η ταυτοποίηση και καταμέτρηση συγκεκριμένων ομάδων και ειδών βακτηρίων που εμφανίζονται συνήθως σε συστήματα όπου εφαρμόζεται η βιολογική απομάκρυνση αζώτου. Πιο συγκεκριμένα χρησιμοποιήθηκαν οι ιχνηλάτες ολιγονουκλεοτιδίων για την ταυτοποίηση των Ευβακτηρίων (EUB338), των β-πρωτεοβακτηρίων (BET42a), των AOB (Nso1225), των NOB (NIT3), των PAOs (PAOm_{ix}) και των GAOs (GAOm_{ix}). Όλοι οι ιχνηλάτες που χρησιμοποιήθηκαν είχαν σήμανση στο άκρο 5' με τη φθοροφόρο Cy3.

Στη συνέχεια παρουσιάζονται τα βήματα που ακολουθήθηκαν σε κάθε περίπτωση για την εφαρμογή της ανάλυσης FISH.

1. Σταθεροποίηση δειγμάτων

Δείγματα τόσο ανάμεικτου υγρού όσο και από το βιοφίλμ που αναπτύχθηκε στους βιοφορείς τοποθετήθηκαν σε φιαλίδια των 2 ml αφού πρώτα πραγματοποιήθηκαν οι κατάλληλες αραιώσεις όπου απαιτούνταν ώστε τα δείγματα να έχουν μια συγκέντρωση αιωρούμενων στερεών περίπου ίση με 0.5 g/L. Στη συνέχεια, προστέθηκε διάλυμα PFA/PBS (4% w/w) όπως απαιτείται για τη σταθεροποίηση Gram αρνητικών μικροοργανισμών, και τα δείγματα τοποθετήθηκαν στους 4°C για 4-16 ώρες. Έπειτα, πραγματοποιήθηκε φυγοκέντρηση στις 10000 στροφές για 10 λεπτά και το υπερκείμενο υγρό αφαιρέθηκε. Για την επαναιώρηση των δειγμάτων προστέθηκε διάλυμα PBS (1M) και η διαδικασία της φυγοκέντρησης και αφαίρεσης του υπερκείμενου υγρού επαναλήφθηκε. Για την επαναιώρηση των δειγμάτων αυτή τη φορά προστέθηκε διάλυμα PBS/αιθανόλης (1:1 v/w) και τα δείγματα αποθηκεύτηκαν στους -20°C.

2. Τοποθέτηση σε πλακίδια

Τα δείγματα αφού επαναφέρονταν σε θερμοκρασία περιβάλλοντος τοποθετούνταν σε ειδικά πλακίδια μικροσκόπησης FISH. Όγκος 10 μ l τοποθετούνταν σε κάθε θέση του πλακιδίου τα οποία στη συνέχεια τοποθετούνταν για ξήρανση στους 46°C.

3. Αφυδάτωση

Κατά το στάδιο αυτό τα πλακίδια τοποθετούνταν, με χρόνο επαφής 3 λεπτά, σε δοχεία με διαλύματα αιθανόλης 50% ,80% και 98% v/v κατά σειρά. Στη συνέχεια αφήνονταν να στεγνώσουν.

4. Υβριδοποίηση

Το διάλυμα υβριδοποίησης παρασκευαζόταν υπό σκότος σε tubes των 2 ml με την προσθήκη 360 μ l NaCl (5M), 40 μ l Tris –HCl (1M) και μια ποσότητα φορμαμιδίου ανάλογα με τον ιχνηλάτη ολιγονουκλεοτιδίων που χρησιμοποιούνταν ανά περίπτωση. Έπειτα, προσθέτονταν 8 μ l διαλύματος υβριδοποίησης, 1 μ l ιχνηλάτη και 1 μ l 4,6-Diamidino-2-phenylindole dihydrochloride (DAPI) σε κάθε υπό εξέταση θέση των πλακιδίων τα οποία στη συνέχεια τοποθετούνταν σε σκοτεινό θάλαμο με υγρασία για περίπου 2 ώρες.

5. Έκπλυση

Σε περιέκτες των 50 ml γινόταν η προσθήκη 1 μ l Tris-HCl (1M), NaCl και EDTA ανάλογα με τον εξεταζόμενο μικροοργανισμό και επομένως τη συγκέντρωση φορμαμιδίου που είχε χρησιμοποιηθεί προηγουμένως. Στη συνέχεια ο περιέκτης πληρωνόταν με υπερκάθαρο νερό και 50 μ l SDS. Τα πλακίδια τοποθετούνταν στους περιέκτες και εκπλένονταν σε θερμαινόμενο λουτρό για 20 λεπτά στους 48°C.

6. Αποθήκευση πλακιδίων

Στο στάδιο αυτό, αφού τα πλακίδια αφήνονταν να στεγνώσουν υπό σκότος, γινόταν η προσθήκη της αντι-αποχρωστικής ουσίας Citifluor και η κάλυψή τους με γυάλινη καλυπτρίδα. Τα δείγματα μπορούσαν να αποθηκευτούν στους -20°C για τουλάχιστον 3 μήνες.

7. Μικροσκοπική παρατήρηση και καταμέτρηση πληθυσμών

Στο πλαίσιο της παρούσας εργασίας η μικροσκοπική παρατήρηση όλων των δειγμάτων πραγματοποιήθηκε με τη χρήση φίλτρου φθορισμού Cy3 για την ταυτοποίηση των εξεταζόμενων μικροοργανισμών και φίλτρου DAPI για τον προσδιορισμό του συνόλου των μικροοργανισμών. Για κάθε δείγμα

χρησιμοποιούνταν περίπου 20-30 ζεύγη φωτογραφιών, με 2 επαναλήψεις ανά δείγμα, με σκοπό την καταμέτρηση του ποσοστού κάθε γένους/ομάδας που εξεταζόταν προς το σύνολο των μικροοργανισμών του δείγματος. Η καταμέτρηση πραγματοποιούνταν μέσω κατάλληλης επεξεργασίας και χρήσης των φωτογραφιών κάθε δείγματος με το λογισμικό πρόγραμμα Image-Pro.

Κεφάλαιο 4^ο

Παρουσίαση και Ανάλυση Αποτελεσμάτων

4.1 Εισαγωγή

Στόχος της παρούσας εργασίας, ήταν η διερεύνηση της αποτελεσματικότητας ενός συστήματος IFAS-SBR ενός σταδίου (Integrated Fixed-Film Activated Sludge–Sequencing Batch Reactor) ως προς την απομάκρυνση του αζωτούχου φορτίου, μέσω της εφαρμογής των βιολογικών διεργασιών της νιτρωδοποίησης-απονιτρωδοποίησης. Το εργαστηριακής κλίμακας σύστημα που χρησιμοποιήθηκε ήταν ένας αντιδραστήρας SBR λειτουργικού όγκου περίπου 25Lo οποίος πληρώθηκε κατά 30% με βιοφορείς HEL-X Type 8 με επιφάνεια $475 \text{ m}^2/\text{m}^3$ και προστατευμένη επιφάνεια ίση με $304 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Το εν λόγω σύστημα, χρησιμοποιήθηκε για την επεξεργασία στραγγιδίων από την αφυδάτωση της ΕΕΛ Ψυτάλειας, τα οποία προέρχονται από την προεπεξεργασία της ιλύος με θερμική υδρόλυση πριν την εφαρμογή της αναερόβιας χώνευσης. Σκοπός του εργαστηριακού συστήματος ήταν η απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου από τα στραγγίδια μέσω της εφαρμογής της διεργασίας της νιτρωδοποίησης/απονιτρωδοποίησης.

Η λειτουργία του συστήματος IFAS-SBR διήρκησε περίπου 8 μήνες όπου εφαρμόστηκαν διαφορετικές φορτίσεις αζώτου (NLR), ενώ εξετάστηκαν διάφοροι κύκλοι λειτουργίας με σκοπό την εύρεση των βέλτιστων λειτουργικών συνθηκών. Η λειτουργία του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων, μπορεί να χωριστεί σε 4 ξεχωριστές περιόδους, οι οποίες διακριτοποιήθηκαν κυρίως βάσει των φορτίσεων αζώτου (NLR- Nitrogen Loading Rate), ενώ η χρονική διάρκεια κάθε μιας παρουσιάζεται στη συνέχεια:

Περίοδος 1^η: 12/11/2018-30/1/2019 (1-80 days)

Περίοδος 2^η: 31/1/2019-18/3/2019 (81-127 days)

Περίοδος 3^η: 19/3/2019-27/4/2019 (128-173 days)

Περίοδος 4^η: 28/4/2019-05/07//2019 (174-236 days)

4.2 Λειτουργικά Χαρακτηριστικά εργαστηριακού αντιδραστήρα IFAS-SBR ενός σταδίου

Στον *Πίνακα 4.1* παρουσιάζονται τα λειτουργικά χαρακτηριστικά του εργαστηριακού αντιδραστήρα διαλείποντος έργου, κατά τις τέσσερις διακριτές περιόδους λειτουργίας του.

Πίνακας 4.1: Λειτουργικά χαρακτηριστικά αντιδραστήρα ανά περίοδο λειτουργίας

	1 ^η Περίοδος (1-80 days)	2 ^η Περίοδος (81 – 127 days)	3 ^η Περίοδος (128 – 172days)	4 ^η Περίοδος (173 – 236 days)
Ωφέλιμος Όγκος V (L)	25.1	25.1	25.1	25.1
HRT (d)	6.5 ± 2.2	4.2	10.9 ± 2.9	3.3 ± 0.4
Q (L.d⁻¹)	2 - 6	6	2 - 4	8
SRT (d)	12 - 16	16	16	16
Μέση Θερμοκρασία (T°C)	21	23	21	23
DO	3.5 - 5.0	3.5 – 6.5	5.0 – 6.5	5.0 – 6.5
MLSS (g.L⁻¹)	4.5 ± 0.6	4.4 ± 0.4	4.9 ± 0.7	5.5 ± 1.1
MLVSS (g.L⁻¹)	3.7 ± 0.6	3.6± 0.4	4.0 ± 0.5	4.4 ± 0.9

Ο ωφέλιμος όγκος του αντιδραστήρα ήταν 25.1L καθ' όλη τη διάρκεια της πειραματικής διερεύνησης. Η ημερήσια παροχή των προς επεξεργασία στραγγιδίων αφυδάτωσης, ξεκίνησε από 2 L.d⁻¹ και ανήλθε κατά την 5^η περίοδο λειτουργίας, στα 8 L.d⁻¹. Ο χρόνος παραμονής των στερεών (SRT) ορίστηκε αρχικά στις 12 ημέρες (1^η περίοδος λειτουργίας) και τελικά καθορίστηκε στις 16 ημέρες. Από έρευνες έχει αποδειχθεί ότι η εφαρμογή μεγαλύτερων χρόνων παραμονής στερεών SRT σε συστήματα IFAS, είναι αποδοτική καθώς αυξάνεται η αποτελεσματικότητα της νιτρωδοποίησης. Αυτό οφείλεται στην ύπαρξη της προσκολλημένης βιομάζας, η οποία απαιτεί υψηλότερα SRT (Johnson et al, 2004; Choi et al, 2004; Kim et al, 2011; Onnis–Hayden et al, 2007).

Ο υδραυλικός χρόνος παραμονής (HRT), για την πρώτη περίοδο λειτουργίας ήταν ίσος με 6.46 ± 2.21 ημέρες, 4.18 ημέρες για τη δεύτερη περίοδο, για την τρίτη περίοδο κυμάνθηκε στο εύρος 10.87± 2.88 ημέρες και κατά την τελευταία περίοδο ήταν ίσος με 3.32 ± 0.4 ημέρες λειτουργίας.

Η θερμοκρασία στο ανάμεικτο υγρό του αντιδραστήρα, κυμάνθηκε από 16.9 - 25 °C. Από πειραματικές έρευνες, επιβεβαιώνεται η δυνατότητα λειτουργίας ενός συστήματος SBR, για την αποτελεσματική απομάκρυνση του αζώτου, όταν υπόκειται σε θερμοκρασιακό εύρος λειτουργίας και επεξεργασίας, 7 με 30 °C (Murat et al, 2006). Συγκεκριμένα, τις πρώτες 80 ημέρες (1^η περίοδος λειτουργίας), η μέση θερμοκρασία ήταν στους 21 °C. Κατά τη 2^η χρονική περίοδο, η μέση θερμοκρασία

ήταν στους 23 °C. Στη συνέχεια, κατά τη 3^η χρονική περίοδο παρατηρήθηκε θερμοκρασιακό εύρος 20.8 – 22.7 °C, με μέση τιμή τους 21 °C. Τις τελευταίες 62 ημέρες λειτουργίας του αντιδραστήρα διαλείποντος έργου IFAS-SBR, το ανάμεικτο υγρό παρουσίασε μέση θερμοκρασία, 23 °C. Τέλος, τα διαλυμένα αιωρούμενα και τα πτητικά αιωρούμενα στερεά, παρουσίασαν μικρές διακυμάνσεις από την 1^η έως την 3^η χρονική περίοδο λειτουργίας, ενώ παρατηρήθηκε μικρή αύξηση των διαλυμένων αιωρούμενων στερεών κατά την τελευταία περίοδο, με μέσες τιμές όπως παρουσιάστηκαν στον Πίνακα 4.1.

Στον Πίνακα 4.2 παρουσιάζονται τα χαρακτηριστικά των εισερχόμενων στραγγιδίων.

Πίνακας 4.2: Χαρακτηριστικά εισερχόμενων στραγγιδίων

	1 ^η Περίοδος (1-80 days)	2 ^η Περίοδος (81 – 127 days)	3 ^η Περίοδος (128 – 172days)	4 ^η Περίοδος (173 – 236 days)
<i>TSS_{in} (g.L⁻¹)</i>	2.58 ± 0.95	3.26± 0.84	3.14 ± 0.25	1.9± 1.09
<i>VSS_{in} (g.L⁻¹)</i>	2.20 ± 0.76	2.90 ± 0.9	2.7 ± 0.19	1.69±0.93
<i>TKN_{in} (mg.L⁻¹)</i>	2030 ± 249	2044± 179	2311 ± 96	2048 ± 139
<i>NH₄-N_{in} (mg.L⁻¹)</i>	1395 ± 326	1609 ± 1	1815 ± 226	1764 ± 139
<i>t-COD_{in} (mg.L⁻¹)</i>	5048± 1403	5925 ± 924	5716 ± 429	3881 ± 1457
<i>d-COD_{in} (mg.L⁻¹)</i>	2485± 498	2908 ± 449	2888± 240	2134 ± 288
<i>TP_{in} (mg.L⁻¹)</i>	97 ± 33	111± 31	174 ± 57	140 ± 41
<i>PO₄-P_{in} (mg.L⁻¹)</i>	55 ± 16	63 ± 22	73 ± 21	75 ± 14
<i>pH_{in}</i>	8.32 ± 0.81	8.22 ± 0.75	8.68 ± 0.18	8.84 ± 0.37
<i>Αγωγιμότητα (μS.cm⁻¹)</i>	8.82 ± 2.43	10.2 ± 1.31	13 ± 0.36	11 ± 0.36

Στον Πίνακα 4.3, παρουσιάζονται τα χαρακτηριστικά εξόδου του αντιδραστήρα IFAS-SBR ενός σταδίου, όπως αυτά προέκυψαν από την καθημερινή παρακολούθηση του συστήματος.

Πίνακας 4.3: Ποιοτικά χαρακτηριστικά εξόδου αντιδραστήρα

	1 ^η Περίοδος (1-80 days)	2 ^η Περίοδος (81 – 127 days)	3 ^η Περίοδος (128 – 172days)	4 ^η Περίοδος (173 – 236 days)
$NLR_{TKN}(kgN.m^{-3}.d^{-1})$	0.32 ± 0.09	0.49 ± 0.04	0.21 ± 0.06	0.64 ± 0.08
$NLR_{NH_4-N}(kgN.m^{-3}.d^{-1})$	0.23 ± 0.06	0.39 ± 0.04	0.18 ± 0.07	0.57 ± 0.08
$TSS_{eff} (g.L^{-1})$	1.4 ± 1.6	1.37 ± 1.04	0.84 ± 0.66	2.02 ± 1.21
$VSS_{eff} (g.L^{-1})$	1.08 ± 1.25	1.08 ± 0.79	0.62 ± 0.55	1.24 ± 0.73
$NH_4-N_{eff}(mg.L^{-1})$	64.8 ± 61.3	171 ± 92	174 ± 98	116 ± 73
$NO_2-N_{eff}(mg.L^{-1})$	4.7 ± 7.22	0.6 ± 1.2	0.41 ± 0.3	8.9 ± 11.2
$t-COD_{eff} (mg.L^{-1})$	2026 ± 594	1930 ± 618	985 ± 808	2818 ± 1478
$d-COD_{eff} (mg.L^{-1})$	1092 ± 214	1123 ± 315	292 ± 129	930 ± 213
$TP_{eff} (mg.L^{-1})$	41 ± 8.1	49 ± 8.4	34.5 ± 35	128
$PO_4-P_{eff} (mg.L^{-1})$	26 ± 7.36	38 ± 7.04	12 ± 6.2	44.6 ± 4.8
$TN_{removed}(\%)$	94.7 ± 5	87.9 ± 7.1	90.5 ± 5.2	92 ± 4.6
$NH_4-N_{removed}(\%)$	95.2 ± 4.9	88.1 ± 6.9	90.7 ± 5	93.8 ± 3.7

Τα στραγγίδια παρουσίασαν σημαντικές διακυμάνσεις σε αρκετά από τα ποιοτικά χαρακτηριστικά τους ανά περίοδο. Το pH των στραγγιδίων κυμάνθηκε μεταξύ 8.22 και 8.84 ως μέσες τιμές ανά περίοδο, ενώ η αγωγιμότητα παρουσίασε μεγαλύτερο εύρος τιμών, 8.82 με 13 $\mu S.cm^{-1}$. Τα TSS και τα VSS, όπως αποτυπώνεται και στον παραπάνω πίνακα, δεν εμφάνισαν μεγάλες αποκλίσεις κατά τις τέσσερις διακριτές περιόδους, με εύρος μέσων τιμών, 1.9 – 3.26 $g.L^{-1}$ και 1.69 – 2.90 $g.L^{-1}$ αντίστοιχα. Για το ολικό και το διαλυτό COD μετρήθηκαν συγκεντρώσεις μεταξύ 3881 – 5925 $mg.L^{-1}$ και 2134 – 2908 $mg.L^{-1}$, αντίστοιχα.

Ο ολικός φώσφορος κυμάνθηκε μεταξύ 97 – 174 $mg.L^{-1}$, ενώ τα ορθοφωσφορικά, παρουσίασαν μέσες συγκεντρώσεις στο εύρος τιμών 55 – 75 $mg.L^{-1}$. Τέλος, το ολικό άζωτο κατά Kjeldahl των τροφοδοτούμενων στραγγιδίων, κυμάνθηκε μεταξύ 2030 – 3882 $mg.L^{-1}$, ενώ το αμμωνιακό άζωτο σε τιμές 1395 – 1815 $mg.L^{-1}$. Σύμφωνα με το Zhang et al, 2014, η τροφοδοσία του συστήματος με υψηλότερες συγκεντρώσεις αμμωνίας, ενισχύει τη δράση των αερόβιων οξειδωτικών βακτηρίων, καθιστώντας αποδοτικότερη τη διεργασία της νιτρωδοποίησης.

Όσον αφορά τα λειτουργικά χαρακτηριστικά του συστήματος, η φόρτιση αζώτου που εφαρμόστηκε κυμάνθηκε από 0.18 έως 0.57 $kgN.m^{-3}.d^{-1}$ σε όρους αμμωνιακού αζώτου, ενώ σε όρους ολικού αζώτου ήταν μεταξύ 0.21 με 0.64 $kgN.m^{-3}.d^{-1}$.

Στο τέλος κάθε εξάωρου κύκλου λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων αφυδάτωσης, γινόταν άδειασμα του επεξεργασμένου υπερκείμενου υγρού, αφού είχε προηγηθεί η φάση της καθίζησης. Όπως αποτυπώνονται και στον Πίνακα 4.3, τα ολικά αιωρούμενα και πτητικά αιωρούμενα στερεά, σε γενικές γραμμές δεν παρουσίασαν μεγάλες διακυμάνσεις, με τα TSS να είναι από 0.84 έως 2.02g.L⁻¹ και τα VSS από 0.62 έως 1.24g.L⁻¹. Αντίθετα, η συγκέντρωση της αμμωνίας στην έξοδο του συστήματος, παρουσίασε αρκετές διακυμάνσεις στη κάθε εξεταζόμενη περίοδο λειτουργίας, με εύρος μέσων συγκεντρώσεων 64.8 – 174mg.L⁻¹. Επιπροσθέτως, από την παρακολούθηση της εξόδου του συστήματος IFAS-SBR παρατηρήθηκε η παρουσία χαμηλών σχετικά συγκεντρώσεων νιτρικών, με μέσες συγκεντρώσεις τ μεταξύ 0.41 – 8.9mg.L⁻¹ υποδηλώνοντας την αποτελεσματική απονιτρωδοποίηση που επιτεύχθη σε κάθε περίοδο λειτουργίας. Σε κάποιες περιόδους προσδιορίζονταν και νιτρικά στην έξοδο σε συγκεντρώσεις μεταξύ 2.5 – 8.6 mg.L⁻¹, αντίστοιχα. Η μέση απομάκρυνση του αμμωνιακού αζώτου κυμάνθηκε μεταξύ 88.1 – 95.2 % , ενώ του ολικού αζώτου σε ποσοστό 87.8 – 94.7 %.

Το ολικό και το διαλυτό COD στα στην έξοδο του αντιδραστήρα, παρουσίασε μεγάλες διακυμάνσεις σε κάθε περίοδο λειτουργίας. Οι μέσες συγκεντρώσεις του ολικού COD ήταν 985 – 2818 mg.L⁻¹, ενώ το διαλυτό COD κυμάνθηκε σε μέσες συγκεντρώσεις 292 – 1123mg.L⁻¹. Τέλος, ο ολικός φώσφορος κυμάνθηκε μεταξύ 34.5 – 128 mg.L⁻¹ και τα ορθοφωσφορικά μεταξύ 12 – 44.6 mg.L⁻¹.

4.2.1 Αποτελέσματα 1^{ης} περιόδου λειτουργίας συστήματος IFAS-SBR

Η πρώτη φάση λειτουργίας του συστήματος IFAS-SBR για την επεξεργασία στραγγιδίων, έλαβε χώρα κατά τη χρονική περίοδο 12/11/2018 – 30/01/2019. Στο σύστημα εφαρμόστηκε η διεργασία της νιτρωδοποίησης/απονιτρωδοποίησης, με μέση φόρτιση αμμωνιακού αζώτου ίση με 0.23 ± 0.06kgN.m⁻³.d⁻¹, καθώς και μέση φόρτιση ολικού αζώτου 0.32±0.09 kgN.m⁻³.d⁻¹. Τα τροφοδοτούμενα στραγγίδια, χαρακτηρίζονταν από υψηλές συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου της τάξεως των 866 – 1914 mg.L⁻¹, ενώ το ολικό άζωτο κατά κυμαινόταν μεταξύ 1800 – 2500 mg.L⁻¹. Ο αντιδραστήρας λειτούργησε επιτυχώς και στην έξοδο παρατηρήθηκαν χαμηλές συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου, με μέση συγκέντρωση 64.8 ± 61.3 mg.L⁻¹. Επιπροσθέτως, μετά την ακολουθία των διαδοχικών αερόβιων και ανοξικών φάσεων λειτουργίας, παρατηρήθηκαν εξίσου χαμηλές συγκεντρώσεις νιτρικού και νιτρώδους αζώτου, με μέση συγκέντρωση 6.55 ± 2.08mg.L⁻¹ και 4.71 ± 7.22mg.L⁻¹, αντίστοιχα. Τα ποσοστά απομάκρυνσης λοιπόν των TN και NH₄-N, κυμάνθηκαν σε υψηλά επίπεδα, της τάξεως των 82.4 – 99.8 και 83.7 – 100 %, αντιστοίχως.

Όσον αφορά τα αιωρούμενα στερεά των στραγγιδίων, η είσοδος του συστήματος χαρακτηρίζεται από TSS μεταξύ $1.32 - 4.65 \text{ g.L}^{-1}$ και VSS μεταξύ $1.07 - 4 \text{ g.L}^{-1}$. Αντιθέτως, τα αιωρούμενα στερεά στην έξοδο ήταν $1.4 \pm 1.6 \text{ gTSS.L}^{-1}$ και $1.08 \pm 1.25 \text{ gVSS.L}^{-1}$. Κατά κύριο λόγο, τα στερεά στην έξοδο κυμάνθηκαν σε χαμηλές συγκεντρώσεις, επιβεβαιώνοντας την εφαρμογή αποτελεσματικής καθίζησης στον αντιδραστήρα.

Οι συγκεντρώσεις του ολικού και του διαλυτού COD στα τροφοδοτούμενα στραγγίδια, παρουσίασαν συγκεντρώσεις μεταξύ, $2475 - 7680 \text{ mg.L}^{-1}$ και $1350 - 3100 \text{ mg.L}^{-1}$ αντίστοιχα. Όσον αφορά την έξοδο του συστήματος IFAS-SBR, οι αντίστοιχες συγκεντρώσεις παρουσίασαν διακύμανση μεταξύ $850 - 3720 \text{ mg t-COD.L}^{-1}$ και $780 - 1578 \text{ mg d-COD.L}^{-1}$.

4.2.2 Αποτελέσματα 2^{ης} περιόδου λειτουργίας συστήματος IFAS-SBR

Η δεύτερη φάση λειτουργίας του συστήματος IFAS-SBR ενός σταδίου, έλαβε χώρα κατά τη χρονική περίοδο μεταξύ 31/01/2019 – 18/03/2019. Εφαρμόστηκαν όμοιοι κύκλοι λειτουργίας με της 1^{ης} χρονικής περιόδου, με σταδιακή αύξηση της φόρτισης του αμμωνιακού αζώτου, σε $0.38 \pm 0.03 \text{ kgN.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, καθώς και της φόρτισης σε όρους ολικού αζώτου σε $0.49 \pm 0.04 \text{ kgN.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. Τα τροφοδοτούμενα στραγγίδια, παρουσίασαν συγκεντρώσεις $\text{NH}_4\text{-N}$ μεταξύ $1350 - 1900 \text{ mg.L}^{-1}$, ενώ το ολικό άζωτο ήταν μεταξύ $1800 - 2300 \text{ mg.L}^{-1}$. Στην έξοδο αντιστοίχως, παρατηρήθηκαν συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου συνήθως χαμηλές, με τη μέση συγκέντρωση να είναι ίση με $171.3 \pm 93 \text{ mg.L}^{-1}$. Κατά την περίοδο αυτή, παρατηρήθηκαν πολύ χαμηλές συγκεντρώσεις νιτρώδους αζώτου, με μέσες συγκεντρώσεις $0.6 \pm 1.22 \text{ mg.L}^{-1}$. Τα ελάχιστα και μέγιστα ποσοστά απομάκρυνσης λοιπόν των TN και $\text{NH}_4\text{-N}$, ήταν μεταξύ $73.7 - 97.5$ και $73.4 - 96.4 \%$, αντιστοίχως.

Τα στραγγίδια που τροφοδοτούνταν στον αντιδραστήρα IFAS-SBR κατά τη 2^η περίοδο λειτουργίας χαρακτηρίζονται από συγκεντρώσεις TSS μεταξύ $2.1 - 4.5 \text{ g.L}^{-1}$ και VSS μεταξύ $1.9 - 4.3 \text{ g.L}^{-1}$. Όσον αφορά τις αντίστοιχες συγκεντρώσεις στερεών στην έξοδο, αυτές κυμάνθηκαν σε $1.37 \pm 1.04 \text{ gTSS.L}^{-1}$ και $1.08 \pm 0.79 \text{ gVSS.L}^{-1}$. Σε γενικές γραμμές, το σύστημα πέτυχε ικανοποιητικούς βαθμούς καθίζησης καθ' όλη την περίοδο λειτουργίας. Οι συγκεντρώσεις του ολικού και του διαλυτού COD στα τροφοδοτούμενα στραγγίδια, παρουσίασαν ελάχιστες και μέγιστες συγκεντρώσεις αντίστοιχα, ίσες με $4490 - 8000 \text{ mg.L}^{-1}$ και $2100 - 3600 \text{ mg.L}^{-1}$. Όσον αφορά την έξοδο του αντιδραστήρα IFAS-SBR, οι αντίστοιχες συγκεντρώσεις κυμάνθηκαν μεταξύ $780 - 3372 \text{ mg t-COD.L}^{-1}$ και $396 - 1584 \text{ mg d-COD.L}^{-1}$.

4.2.3 Αποτελέσματα 3^{ης} περιόδου λειτουργίας συστήματος IFAS-SBR

Η 3^η διακριτή περίοδος λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων αφυδάτωσης, έλαβε χώρα κατά τη χρονική περίοδο 19/03/2019 έως 02/05/2019. Όπως ήδη έχει επισημανθεί, κατά το ξεκίνημα της 3^{ης} χρονικής περιόδου, παρατηρήθηκε κάποια πιθανή επιβάρυνση των στραγγιδίων, με κάποια αναχαιτιστική ουσία κυρίως για τους νιτρωδοποιητές. Έτσι λοιπόν εφαρμόστηκε σταδιακή μείωση της φόρτισης αμμωνιακού αζώτου, σε $0.18 \pm 0.07 \text{ kgN.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, καθώς και στη φόρτιση ολικού αζώτου η οποία κυμάνθηκε σε $0.21 \pm 0.06 \text{ kgN.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, με σκοπό την ανάκαμψη των μικροοργανισμών. Τα τροφοδοτούμενα στραγγίδια, χαρακτηρίστηκαν από συγκεντρώσεις $\text{NH}_4\text{-N}$ μεταξύ $1400 - 2167 \text{ mg.L}^{-1}$, ενώ στην αντίστοιχη περίοδο το ολικό άζωτο ήταν μεταξύ $2200 - 2400 \text{ mg.L}^{-1}$. Στην έξοδο του αντιδραστήρα, η μέση συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου ήταν $174 \pm 98.3 \text{ mg.L}^{-1}$ ενώ παρατηρήθηκαν κυρίως χαμηλές συγκεντρώσεις νιτρικού και νιτρώδους αζώτου, με μέσες συγκεντρώσεις $2.47 \pm 0.98 \text{ mg.L}^{-1}$ και $0.41 \pm 0.3 \text{ mg.L}^{-1}$, αντίστοιχα. Τα ελάχιστα και μέγιστα ποσοστά απομάκρυνσης των TN και $\text{NH}_4\text{-N}$, ήταν μεταξύ $81.4 - 99.2$ και $81.5 - 99.5 \%$, αντιστοίχως.

Οι συγκεντρώσεις των TSS και VSS στα στραγγίδια ήταν μεταξύ $2.5 - 3.48 \text{ g.L}^{-1}$ και $2.3 - 2.8 \text{ g.L}^{-1}$. Όσον αφορά την έξοδο του αντιδραστήρα, τα TSS ήταν ίσα με $0.84 \pm 0.66 \text{ g.L}^{-1}$ ενώ τα VSS ήταν ίσα με $0.62 \pm 0.55 \text{ g.L}^{-1}$.

Οι συγκεντρώσεις του ολικού και του διαλυτού COD στην είσοδο του συστήματος, έχουν ελάχιστες και μέγιστες συγκεντρώσεις αντίστοιχα, $5010 - 6200 \text{ mg.L}^{-1}$ και $2600 - 3288 \text{ mg.L}^{-1}$. Οι αντίστοιχες συγκεντρώσεις στην έξοδο ήταν αρκετά μειωμένες και κυμάνθηκαν μεταξύ $466 - 3176 \text{ mgT-COD.L}^{-1}$ και $143 - 758 \text{ mg d-COD.L}^{-1}$.

4.2.4 Αποτελέσματα 4^{ης} περιόδου λειτουργίας συστήματος IFAS-SBR

Η τελευταία περίοδος λειτουργίας του συστήματος IFAS-SBR, πραγματοποιήθηκε μεταξύ 03/05/2019 και 05/07/2019. Κατά την τέταρτη και τελευταία περίοδο, με γνώμονα την επαναφορά της αποτελεσματικότητας του συστήματος έπειτα του χρονικού διαστήματος αναχαίτισής του, επιτεύχθηκε αύξηση της εφαρμοζόμενης φόρτισης αζώτου. Συγκεκριμένα, εφαρμόστηκε σταδιακή αύξηση της φόρτισης αμμωνιακού αζώτου σε $0.57 \pm 0.08 \text{ kgN.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, ενώ η φόρτιση σε όρους ολικού αζώτου ήταν ίση με $0.64 \pm 0.13 \text{ kgN.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. Τα τροφοδοτούμενα στραγγίδια, εμφάνισαν και κατά τη διάρκεια αυτής της περιόδου υψηλές συγκεντρώσεις τόσο αμμωνιακού αζώτου ($1500 - 2200 \text{ mg.L}^{-1}$), όσο και ολικού αζώτου ($1900 - 2200 \text{ mg.L}^{-1}$). Μετά την επεξεργασία των στραγγιδίων στον αντιδραστήρα IFAS-SBR,

παρατηρήθηκαν κατά κύριο λόγο χαμηλές συγκεντρώσεις αμμωνιακού αζώτου, με μέση συγκέντρωση ίση με $116 \pm 74 \text{ mg.L}^{-1}$ ενώ τα νιτρώδη στην έξοδο του συστήματος παρουσίασαν μια μέση συγκέντρωση για την 4^η περίοδο λειτουργίας ίση με $8.95 \pm 11.2 \text{ mg.L}^{-1}$. Τα ελάχιστα και μέγιστα ποσοστά απομάκρυνσης των ολικού και αμμωνιακού αζώτου, ήταν μεταξύ 82.2 – 98.6 και 86.7 – 99.9 %, αντίστοιχα.

Τα τροφοδοτούμενα στραγγίδια χαρακτηρίστηκαν από ολικά αιωρούμενα στερεά μεταξύ $0.87 - 4.28 \text{ g.L}^{-1}$ και VSS μεταξύ $0.76 - 3.72 \text{ g.L}^{-1}$. Όσον αφορά τα TSS στην έξοδο, κυμάνθηκαν σε χαμηλές συγκεντρώσεις, με μέση τιμή τα $2.02 \pm 1.21 \text{ g.L}^{-1}$ και τα πτητικά αιωρούμενα στερεά ήταν $1.24 \pm 0.73 \text{ g.L}^{-1}$. Τα αιωρούμενα στερεά στην έξοδο χαρακτηρίστηκαν από χαμηλές συγκεντρώσεις, απόρροια του οποίου καθίσταται, η επιτυχής καθίζηση του συστήματος.

Οι συγκεντρώσεις του ολικού και του διαλυτού COD στην τροφοδοσία του συστήματος, παρατηρήθηκαν με ελάχιστες και μέγιστες συγκεντρώσεις αντίστοιχα, μεταξύ 2150– 7100 mg.L^{-1} και 1734 – 2600 mg.L^{-1} . Ταυτόχρονα, οι συγκεντρώσεις αυτές μετρήθηκαν αισθητά μειωμένες στην έξοδο του συστήματος IFAS-SBR, με τα αντίστοιχα εύρη συγκεντρώσεων να είναι μεταξύ 1122 – 5200 mg t-COD.L^{-1} και 654 – 1290 mg d-COD.L^{-1} .

4.3 Ταχύτητες Νιτρωδοποίησης και Απονιτρωδοποίησης

Για τον έλεγχο της ορθής λειτουργίας του συστήματος IFAS-SBR (Integrated Fixed-Film Activated Sludge – Sequencing Batch Reactor) ενός σταδίου, πραγματοποιήθηκαν πειράματα δραστηριότητας με σκοπό τον προσδιορισμό των ταχυτήτων νιτρωδοποίησης και απονιτρωδοποίησης. Τα πειράματα έλαβαν χώρα τόσο στον εργαστηριακό αντιδραστήρα IFAS-SBR όσο και εκτός αυτού, χωρίς δηλαδή την χρήση βιοφορέων, προκειμένου να αξιολογηθεί και να συγκριθεί η επίδραση των βιοφορέων στους ρυθμούς AUR και NUR.

4.3.1 Ρυθμοί Νιτρωδοποίησης συστήματος IFAS-SBR

Ανά τακτά χρονικά διαστήματα, σε κάθε περίοδο λειτουργίας του συστήματος, πραγματοποιήθηκαν in situ πειράματα στον αντιδραστήρα IFAS-SBR με σκοπό τον προσδιορισμό της ταχύτητας νιτρωδοποίησης (AUR) κατά την αερόβια φάση. Αξίζει να επισημανθεί, ότι σε όλα τα πειράματα που πραγματοποιήθηκαν, παρατηρήθηκαν και κάποιες χαμηλές συγκεντρώσεις νιτρικών πέρα των νιτρωδών, γεγονός που οδήγησε στον υπολογισμό των ρυθμών ως NO_x .

Στον ακόλουθο πίνακα, παρουσιάζονται συγκεντρωτικά οι ρυθμοί νιτρωδοποίησης

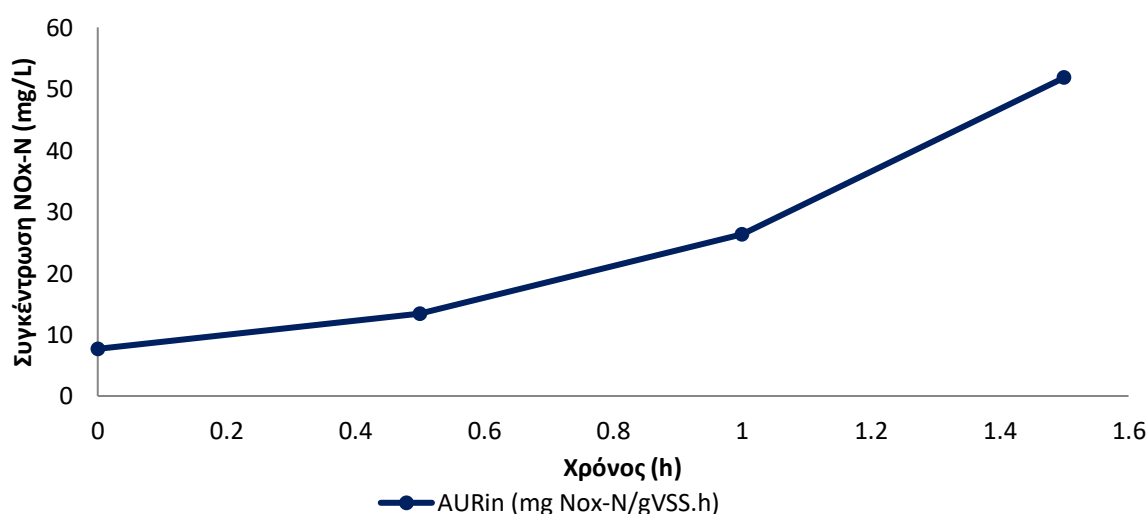
του αντιδραστήρα, για κάθε διακριτή εξεταζόμενη περίοδο.

Πίνακας 4.4: Ταχύτητες Νιτρωδοποίησης συστήματος IFAS-SBR

	1 ^η Περίοδος (1-80 days)	2 ^η Περίοδος (81 – 127 days)	3 ^η Περίοδος (128 – 172days)	4 ^η Περίοδος (173 – 236 days)
$AUR_{average}$ ($mgNO_x-N\ gVSS^{-1}\ h^{-1}$)	4.7 ± 1.9	6.2± 3.6	2.6 ± 0.9	6.2± 2.3
AUR_{max} ($mgNO_x-N\ gVSS^{-1}\ h^{-1}$)	7	12.8	3.8	9.2
AUR_{min} ($mgNO_x-N\ gVSS^{-1}\ h^{-1}$)	2.3	3.9	1.6	3.8

Οι ρυθμοί νιτρωδοποίησης, σε όλη τη διάρκεια της πειραματικής διαδικασίας παρουσίασαν αρκετές διακυμάνσεις. Οι μέσες ταχύτητες νιτρωδοποίησης AUR , που παρατηρήθηκαν στις τέσσερις περιόδους λειτουργίας, κυμάνθηκαν μεταξύ 2.6 και 6.23 $mgNO_x-N\ gVSS^{-1}h^{-1}$. Οι μέγιστοι ρυθμοί παρατηρήθηκαν κατά τη δεύτερη και τέταρτη χρονική περίοδο και ήταν ίσοι με 12.75 $mgNO_x-N\ gVSS^{-1}h^{-1}$ και 9.2 $mgNO_x-N\ gVSS^{-1}h^{-1}$, αντίστοιχα.

Στο Σχήμα 4.2 απεικονίζεται η αερόβια μεταβολή της συγκέντρωσης των NO_x-N κατά τη διάρκεια ενός ενδεικτικού *in situ* πειράματος, συναρτήσει του χρόνου. Το συγκεκριμένο πείραμα, είναι από τη 2^η περίοδο λειτουργίας του αντιδραστήρα IFAS-SBR, όπου η μέση φόρτιση αμμωνιακού αζώτου ήταν $0.39 \pm 0.04\ kgNH_4-N.m^{-3}.d^{-1}$. Ο ρυθμός AUR είναι ο μέγιστος που παρουσιάστηκε σε όλη την πειραματική διερεύνηση και ισούται με 12.8 $mgNO_x-N/gVSS.h$.



Σχήμα 4.1: Χρονική αερόβια διακύμανση της συγκέντρωσης NO_x-N (mg/L) σε *in situ* πείραμα

4.3.2 Ρυθμός Απονιτρωδοποίησης συστήματος IFAS-SBR

Σε κάθε περίοδο λειτουργίας του συστήματος, πραγματοποιήθηκαν πειράματα *in situ* στον αντιδραστήρα IFAS-SBR με σκοπό τον προσδιορισμό της ταχύτητας απονιτρωδοποίησης (NUR) κατά την ανοξική φάση του συστήματος. Όπως ήδη έχει αναφερθεί, κατά τον προσδιορισμό της ταχύτητας νιτρωδοποίησης, παρατηρήθηκαν και χαμηλές συγκεντρώσεις νιτρικών πέραν των νιτρωδών. Συνεπώς σε ένα μεγάλο ποσοστό των πειραμάτων, εκτός του προσδιορισμού της ταχύτητας απονιτρωδοποίησης, έχουν προσεγγιστεί και οι ρυθμοί ως προς το άθροισμα νιτρωδών και νιτρικών.

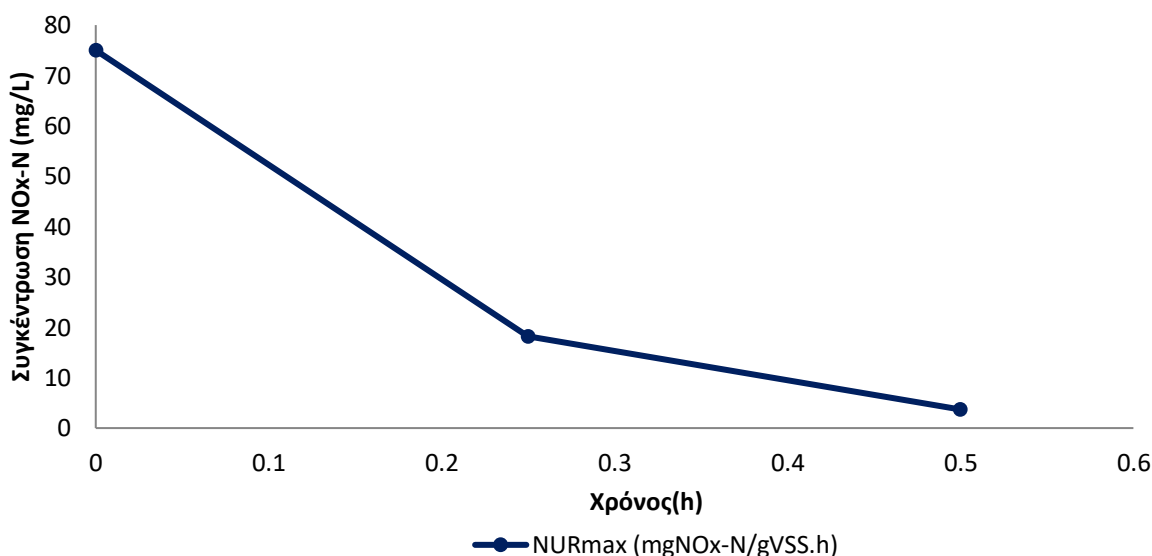
Στον ακόλουθο πίνακα, παρουσιάζονται συγκεντρωτικά οι ρυθμοί απονιτρωδοποίησης του αντιδραστήρα, για κάθε διακριτή εξεταζόμενη περίοδο.

Πίνακας 4.5: Ταχύτητες Απονιτρωδοποίησης συστήματος IFAS-SBR

	1 ^η Περίοδος (1-80 days)	2 ^η Περίοδος (81 – 127 days)	3 ^η Περίοδος (128 – 172days)	4 ^η Περίοδος (173 – 236 days)
<i>NUR_{average}</i> (<i>mgNO_x-N gVSS⁻¹ h⁻¹</i>)	27.9 ± 9.1	22.4± 5.1	8.8 ± 4.7	23.9± 15.3
<i>NUR_{max}</i> (<i>mgNO_x-N gVSS⁻¹ h⁻¹</i>)	27.9	25.8	14.2	48.7
<i>NUR_{min}</i> (<i>mgNO_x-N gVSS⁻¹ h⁻¹</i>)	9.4	13.6	5.6	5.9

Οι ρυθμοί απονιτρωδοποίησης, του συστήματος IFAS-SBR, ήταν συνεχώς ιδιαίτερα υψηλοί. Εν γένει, οι μέσες ταχύτητες νιτρωδοποίησης κυμάνθηκαν μεταξύ 8.8 – 27.9 mgNO_x-N gVSS⁻¹h⁻¹. Η μέγιστη ταχύτητα παρατηρήθηκε κατά την τελευταία περίοδο λειτουργίας του συστήματος IFAS-SBR και ήταν 48.7mgNO_x-N gVSS⁻¹h⁻¹, ενώ η ελάχιστη ήταν 5.6 mgNO_x-N gVSS⁻¹h⁻¹.

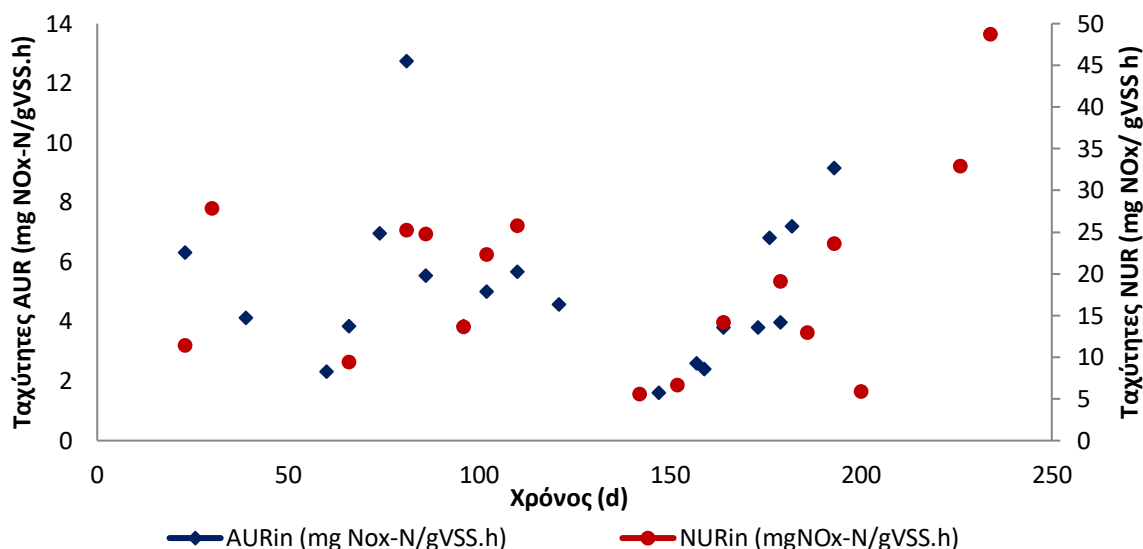
Στο Σχήμα 4.3 απεικονίζεται η ανοξική μεταβολή της συγκέντρωσης των NO_x-N κατά τη διάρκεια ενός ενδεικτικού πειράματος, συναρτήσει του χρόνου. Το συγκεκριμένο πείραμα πραγματοποιήθηκε κατά την τελευταία περίοδο λειτουργίας του αντιδραστήρα IFAS-SBR, όπου η φόρτιση αζώτου ήταν η υψηλότερη, με μέση τιμή 0.57 ± 0.08 kgNH₄-N.m⁻³.d⁻¹ σε όρους αμμωνιακού αζώτου. Ο ρυθμός NUR είναι ο μέγιστος που παρουσιάστηκε καθ' όλη τη πειραματική διερεύνηση και ισούται με 48.7 mgNO_x-N/gVSS.h ενώ μετρήθηκε κατά την 234 ημέρα λειτουργίας (3/7/2019).



Σχήμα 4.2: Χρονική ανοξική μεταβολή της συγκέντρωσης NO_x-N (mg/L) σε Batch πείραμα

Αποτελέσματα in-situ πειραμάτων:

Καθ' όλη την περίοδο λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων πραγματοποιήθηκε ένας σημαντικός αριθμός in situ πειραμάτων στον αντιδραστήρα IFAS-SBR, με σκοπό τον προσδιορισμό της ταχύτητας νιτρωδοποίησης κατά τον αερόβιο κύκλο. Σχήμα 4.4 παρουσιάζει τις ταχύτητες νιτρωδοποίησης και απονιτρωδοποίησης, όπως προσδιορίστηκαν από in situ πειράματα, που πραγματοποιήθηκαν στο εξεταζόμενο εργαστηριακό σύστημα IFAS-SBR και κατά τις τέσσερις διακριτές φάσεις λειτουργίας του αντιδραστήρα.



Σχήμα 4.3: Ταχύτητες νιτροποίησης και απονιτροποίησης από *in-situ* πειράματα Batch στον IFAS-SBR

Οι ταχύτητες AUR δεν παρουσιάζουν ιδιαίτερες μεταβολές ανά περίοδο, με μια αυξητική τάση κατά την τελευταία περίοδο λειτουργίας του αντιδραστήρα. Η μέση ταχύτητα νιτροποίησης σε όλο το χρονικό διάστημα λειτουργίας του αντιδραστήρα IFAS-SBR, ήταν ίση με 5.1 mgNOx-N/gVSS.h. Παράλληλα, οι ταχύτητες απονιτροποίησης του συστήματος, παρουσιάζουν κάποιες διακυμάνσεις ανά περίοδο, με τους μέγιστους ρυθμούς απονιτροποίησης να προσδιορίζονται κατά την τέταρτη περίοδο λειτουργίας. Η μέση ταχύτητα απονιτροποίησης συλλογικά από τις τέσσερις περιόδους λειτουργίας, ήταν 19.4 mgNOx-N/gVSS.h. Είναι φανερό ότι οι ταχύτητες απονιτροποίησης ήταν ιδιαίτερες υψηλές.

4.3.3 Ρυθμοί Νιτροποίησης – Απονιτροποίησης με/ή χωρίς τη χρήση βιοφορέων

Για την αξιολόγηση της αποτελεσματικότητας της λειτουργίας του συστήματος IFAS-SBR, πραγματοποιήθηκαν πειράματα τόσο μέσα στον αντιδραστήρα, όσο και εκτός αυτού, με ανάμεικτο υγρό από το σύστημα IFAS-SBR χωρίς βιοφορείς. Κύριο στόχο αποτέλεσε ο έλεγχος της συνεισφοράς της προσκολλημένης βιομάζας, πέραν της αιωρούμενης, στους ρυθμούς νιτροποίησης και απονιτροποίησης. Στον κάτωθι πίνακα, παρουσιάζονται οι ταχύτητες AUR και NUR που μετρήθηκαν, σε όλο το πέρασ των *in-situ* και *ex-situ* πειραμάτων.

Πίνακας 4.6: Ρυθμοί Νιτρωδοποίησης-Απονιτρωδοποίησης με/ή χωρίς τη χρήση βιοφορέων

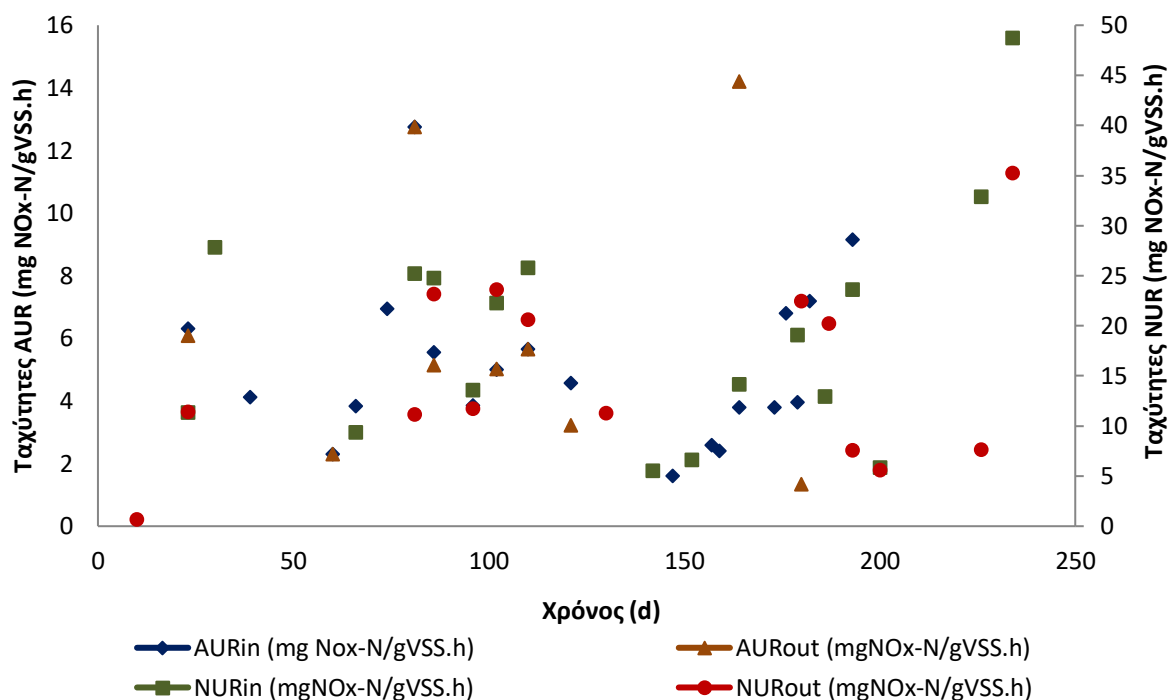
DAYS	AUR _{IN} (mg NO _x - N/gVSS.hr)	AUR _{OUT} (mg NO _x - N/gVSS.hr)	DAYS	NUR _{IN} (mg NO _x - N/gVSS.hr)	NUR _{OUT} (mg NO _x - N/gVSS.hr)
23	6.3	6.1	23	11.4	11.4
60	1.9	2.3	81	25.2	11.2
86	5.6	5.1	86	24.8	23.2
102	5.0	5.0	96	13.6	11.7
110	5.5	5.7	110	25.8	20.6
121	4.6	3.2	190	23.6	7.6
182	3.9	1.4	201	5.9	5.6
			226	32.8	7.7
			234	48.7	35.2

Σύμφωνα με τα αποτελέσματα των πειραμάτων, με/ή χωρίς βιοφορείς, η προσκολλημένη βιομάζα, φαίνεται να αποτέλεσε ενισχυτικό παράγοντα κατά την απονιτρωδοποίηση του συστήματος επεξεργασίας. Ειδικότερα, οι ρυθμοί απονιτρωδοποίησης παρουσιάζονται υψηλοί σχεδόν καθ' όλη τη χρονική διάρκεια, με μέγιστους ρυθμούς κατά τη χρήση των βιοφορέων και αυξήσεις έως και 300% σε σχέση με τους ρυθμούς που υπολογίστηκαν μόνο βάσει της αιωρούμενης βιομάζας. Από την άλλη, οι ταχύτητες νιτρωδοποίησης δεν παρουσίασαν μεγάλες διαφορές, με/ή χωρίς τη χρήση βιοφορέων, καθώς πλην ελαχίστων εξαιρέσεων οι ρυθμοί ήταν παρόμοιοι. Για παράδειγμα, κατά τη δεύτερη περίοδο λειτουργίας, οι ρυθμοί νιτρωδοποίησης την 102^η μέρα, παρουσιάζονται ίσοι με 5 mgNO_x-N/gVSS.h. Την τέταρτη περίοδο λειτουργίας, όπου έχουμε την υψηλότερη φόρτιση αζώτου στο σύστημα IFAS-SBR, οι ρυθμοί νιτρωδοποίησης είναι επίσης παρόμοιοι. Συγκεκριμένα, την 182 ημέρα λειτουργίας, παρουσιάζεται σχετικά μικρή απόκλιση μεταξύ των ρυθμών, της τάξεως 66%. Αντιθέτως, οι ρυθμοί απονιτρωδοποίησης παρουσιάζουν μεγάλες διαφορές, με/ή χωρίς προσκολλημένη βιομάζα, με τις μέγιστες ταχύτητες απονιτρωδοποίησης να διαπιστώνονται κυρίως την τελευταία περίοδο λειτουργίας του συστήματος IFAS-SBR.

Αποτελέσματα πειραμάτων δραστηριότητας βιομάζας :

Το Σχήμα 4.5 παρουσιάζει τις ταχύτητες νιτρωδοποίησης και απονιτρωδοποίησης, όπως προσδιορίστηκαν από τα πειράματα AUR&NUR, που πραγματοποιήθηκαν στο εξεταζόμενο εργαστηριακό σύστημα IFAS-SBR και εκτός αυτού, χωρίς δηλαδή την χρήση των βιοφορέων. Οι ταχύτητες νιτρωδοποίησης AUR_{in} και AUR_{out} παρουσιάζουν μια σταθερή μεταβολή με το χρόνο και είναι σχετικά πανομοιότυπες με ή χωρίς την χρήση των βιοφορέων. Εν αντιθέσει, οι ταχύτητες απονιτρωδοποίησης NUR_{in} και NUR_{out}, παρουσιάζουν κατά κόρον μεγάλες διαφορές, με την ταχύτητα απονιτρωδοποίησης εντός του αντιδραστήρα IFAS-SBR ενός σταδίου, να εμφανίζεται μεγαλύτερη σε αρκετές περιπτώσεις. Ο λόγος των

NUR_{in}/NUR_{out} μετά τη δεύτερη περίοδο, είναι ίσος με 2.45, γεγονός που αποδεικνύει την καλύτερη απονιτροδοποίηση ενός IFAS συστήματος έναντι ενός απλού συστήματος διαλείποντος έργου SBR.



Σχήμα 4 4: Ταχύτητες νιτροποίησης και απονιτροποίησης από πειράματα *Batch*

4.3.4 Λόγος $\Delta COD/\Delta NO_x-N$

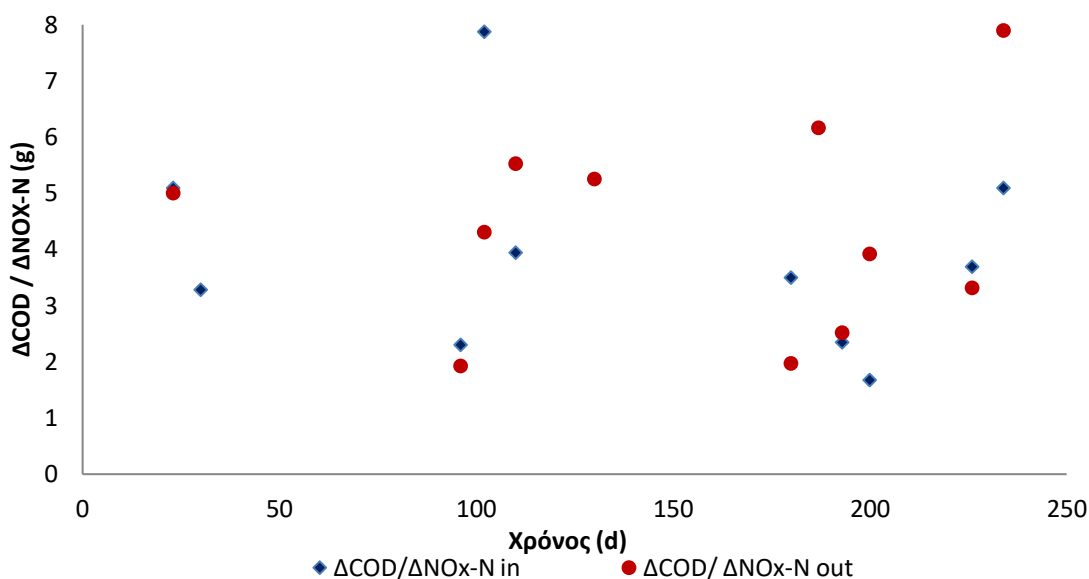
Για τα πειράματα δραστηριότητας της βιομάζας, προσδιορίστηκε η απαίτηση του οργανικού φορτίου για την απομάκρυνση των NO_x καθώς παρότι ο λόγος παραγωγής των NO_2-N/NO_3-N ήταν πάντα $>90\%$ στα πειράματα γινόνταν και ο προσδιορισμός κάποιων χαμηλών συγκεντρώσεων νιτρικών. Στον ακόλουθο πίνακα, παρουσιάζονται οι λόγοι όπως υπολογίστηκαν, για κάθε περίοδο λειτουργίας του εργαστηριακού αντιδραστήρα, καθώς ακόμη και για τα πειράματα *Batch* που έγιναν, προσομοιώνοντας τα λειτουργικά χαρακτηριστικά του IFAS-SBR ενός σταδίου, χωρίς τη χρήση των βιοφορέων.

Πίνακας 4.7: Λόγος $\Delta\text{COD}/\Delta\text{NO}_x\text{-N}$ (g) ανά περίοδο λειτουργίας

Περίοδος	Ημερομηνία	$\Delta\text{COD}/\Delta\text{NO}_x\text{-N(g) in}$	$\Delta\text{COD}/\Delta\text{NO}_x\text{-N (g) out}$
1η	4/12/2018	5.1	5
	11/12/2018	3.3	
2η	15/2/2019	2.3	1.9
	21/2/2019	4.9	4.3
	1/3/2019	3.9	5.5
3η	21/3/2019		5.3
4η	10/5/2019	3.5	2.0
	23/5/2019	2.4	2.5
	30/5/2019	1.7	3.9
	25/6/2019	3.7	3.3
	3/7/2019	5.1	7.9

Στην πρώτη περίοδο λειτουργίας, ο λόγος για το σύστημα IFAS-SBR ήταν 4.2 ± 1.27 gCOD/gNO_x-N, ενώ για το σύστημα χωρίς βιοφορείς, ήταν 5 gCOD/gNO_x-N. Κατά τη δεύτερη περίοδο λειτουργίας, η απαίτηση του οργανικού φορτίου για την απονιτρωδοποίηση, προσδιορίστηκε ως μέση τιμή 3.7 ± 1.31 gCOD/gNO_x-N, ενώ αντίστοιχα για τα πειράματα Batch_{out}, 3.9 ± 1.83 gCOD/gNO_x-N. Τέλος, οι αντίστοιχοι λόγοι $\Delta\text{COD}/\Delta\text{NO}_x\text{-N}$ για την τέταρτη περίοδο λειτουργίας, ήταν ως μέσες τιμές 3.28 ± 1.3 gCOD/gNO_x-N και 3.92 ± 2.34 gCOD/gNO_x-N.

Το Σχήμα 4.6 απεικονίζει τους λόγους $\Delta\text{COD}/\Delta\text{NO}_x\text{-N}$ σε όλη τη χρονική διάρκεια περάτωσης των πειραματικών μετρήσεων, τόσο για το σύστημα επεξεργασίας IFAS-SBR ενός σταδίου, όσο και για τα αντίστοιχα πειράματα χωρίς την χρήση βιοφορέων. Αξίζει να επισημανθεί, ότι κατά την 1^η περίοδο λειτουργίας, οι απαιτήσεις του οργανικού φορτίου ήταν χαμηλές, ενώ προς το τέλος της 1^{ης} και κατά τη δεύτερη περίοδο εξέτασης, οι απαιτήσεις παρατηρούνται κυρίως υψηλότερες. Επιπροσθέτως, την τελευταία περίοδο, όπου η φόρτιση του οργανικού φορτίου ήταν υψηλότερη, ο λόγος διακυμαίνεται σε μια μέση τιμή περίπου 4 gCOD/ gNO_x-N. Συνήθως ο λόγος για την απονιτρωδοποίηση αστικών λυμάτων ισούται με 4-6 gCOD/gNO₂-N. Ο λόγος για απονιτρωδοποίηση είναι $\text{COD}/\text{NO}_2\text{-N} = 1.72/(1-Y_H)$ περίπου ίσος με 3.5 - 4.3, δεδομένου ότι σε ανοξικές συνθήκες αναμένεται το Y_H να είναι 0.5 – 0.6. Σύμφωνα με τα in-situ και ex-situ πειράματα που πραγματοποιήθηκαν, η απαίτηση του οργανικού φορτίου για νιτρωδοποίηση είναι εντός του αναμενόμενου εύρους. Τέλος, θα ήταν παράληψη να μην αναφερθεί ότι οι λόγοι στα πειράματα Batch που διεξήχθησαν για το σύστημα χωρίς την χρήση των μέσων στήριξης, ήταν κατά κόρον, μεγαλύτεροι από τους αντίστοιχους λόγους για το σύστημα IFAS-SBR.

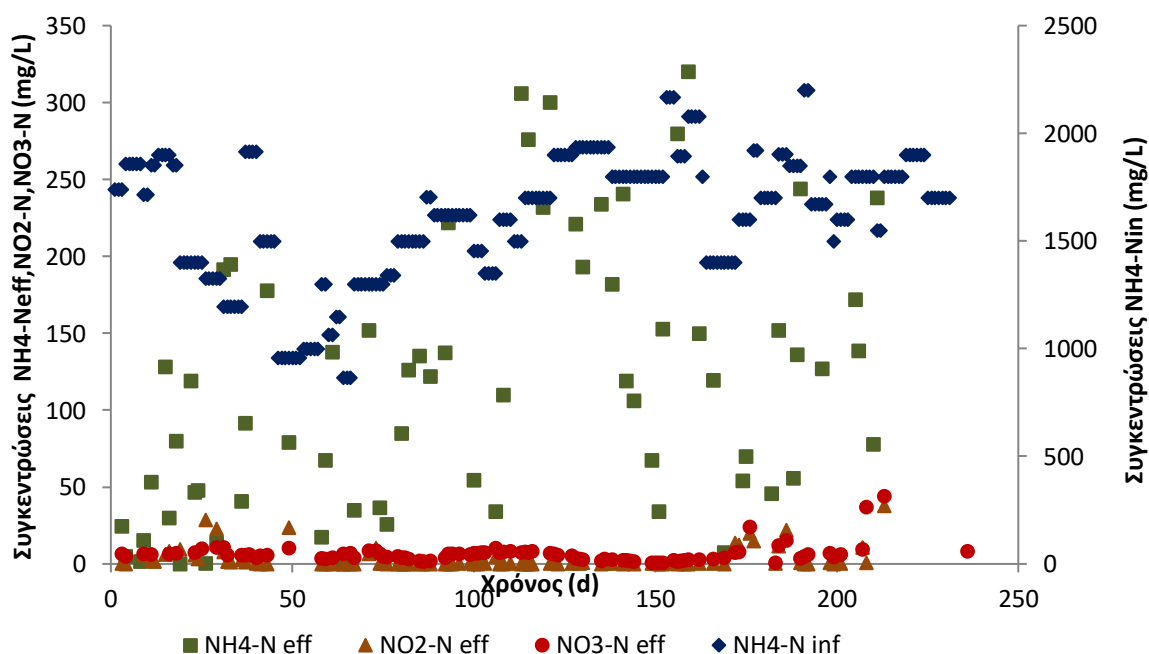


Σχήμα 4.5: Απαίτηση οργανικού φορτίου για απονιτροποίηση του συστήματος

4.4 Εξέταση της απομάκρυνσης θρεπτικών

4.4.1 Διακύμανση συγκέντρωσης των διαφόρων μορφών αζώτου

Στο Σχήμα 4.7, απεικονίζεται η χρονική διακύμανση των συγκεντρώσεων των διαφόρων μορφών αζώτου, τόσο στα τροφοδοτούμενα στραγγίδια, όσο και στην έξοδο του συστήματος IFAS-SBR ενός σταδίου. Συγκεκριμένα, παρουσιάζονται η συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου στην είσοδο του συστήματος, καθώς και οι συγκεντρώσεις $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ στην έξοδο του αντιδραστήρα IFAS-SBR.

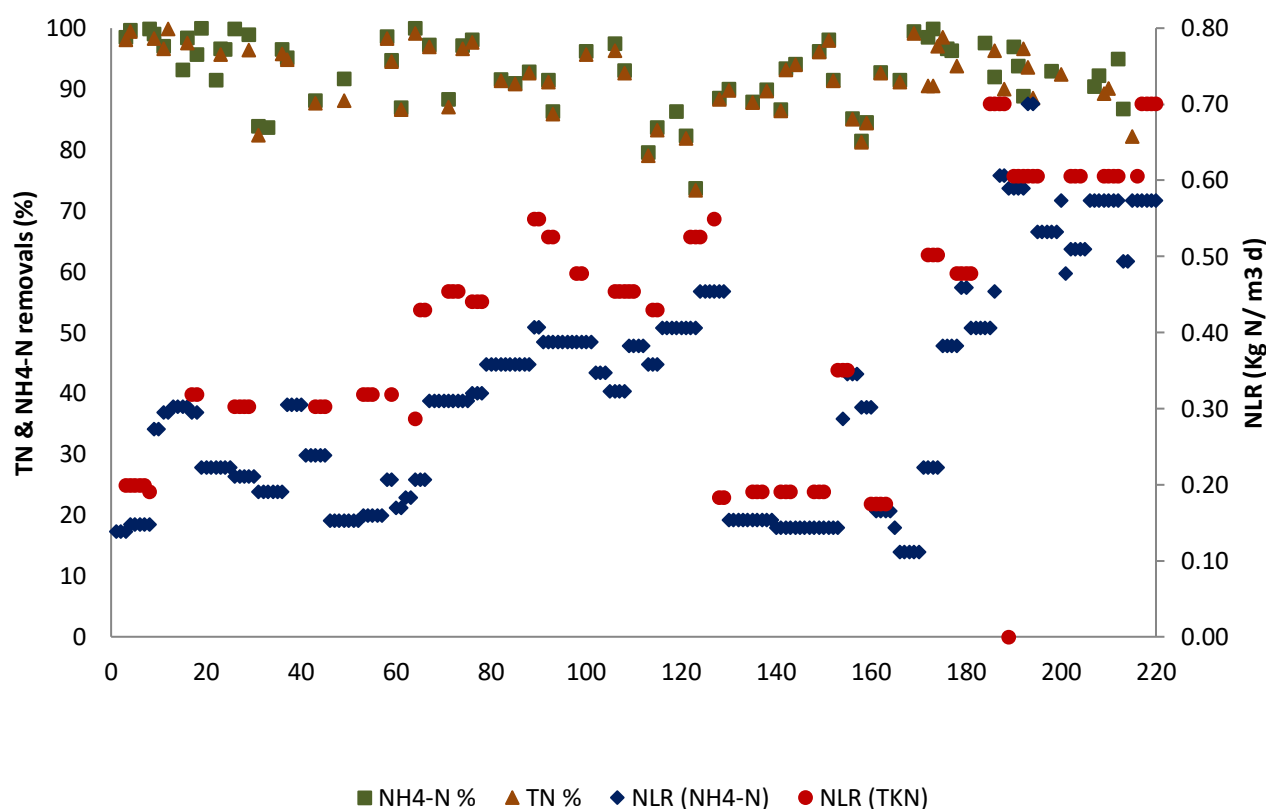


Σχήμα 4.6: Χρονική διακύμανση συγκεντρώσεων διαφόρων μορφών αζώτου σε είσοδο και έξοδο

Στο παραπάνω γράφημα αποτυπώνεται η χρονική διακύμανση των συγκεντρώσεων των διαφόρων μορφών αζώτου, σε ολόκληρη τη χρονική περίοδο λειτουργίας του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων. Εν πρώτοις, διαπιστώνεται ότι από την πρώτη ημέρα λειτουργίας έως και την τελευταία, το αμμωνιακό άζωτο στην έξοδο του συστήματος, είναι σε πολύ χαμηλότερες συγκεντρώσεις συγκριτικά με των τροφοδοτούμενων στραγγιδίων. Τα τροφοδοτούμενα στραγγίδια, χαρακτηρίζονται από πολύ υψηλές συγκεντρώσεις αμμωνιακού φορτίου, όπου απορρέει από την επεξεργασία που έχουν υποστεί. Επιπροσθέτως, οι συγκεντρώσεις των $\text{NO}_2\text{-N}$ και $\text{NO}_3\text{-N}$, εμφανίζονται πολύ χαμηλές έως και μηδενικές, καθώς έχει πραγματοποιηθεί αποτελεσματικά η διεργασία της απονιτρωδοποίησης. Επισημαίνεται λοιπόν ότι οι συγκεντρώσεις των $\text{NO}_2\text{-N}$ και $\text{NO}_3\text{-N}$, δεν ξεπερνάνε παρά σε ελάχιστες περιπτώσεις τα 25 mg.L^{-1} . Όσον αφορά το αμμωνιακό άζωτο στην έξοδο, παρατηρήθηκε κάποιες φορές σχετικά υψηλό, αλλά σε γενικές γραμμές συνεχώς σε χαμηλότερες συγκεντρώσεις από $150\text{-}200 \text{ mg L}^{-1}$.

4.4.2 Απομάκρυνση αμμωνιακού και ολικού αζώτου

Όπως ήδη έχει αναφερθεί και σχολιασθεί από τα παρατιθέμενα διαγράμματα, η μείωση της συγκέντρωσης του αμμωνιακού αζώτου των τροφοδοτούμενων στραγγιδίων, μετά την επεξεργασία αυτών διαμέσου της λειτουργίας του συστήματος IFAS-SBR είναι σημαντική. Στο κάτωθι διάγραμμα, αποτυπώνονται τα ποσοστά απομάκρυνσης του ολικού και αμμωνιακού αζώτου, κατά τις τέσσερις διακριτές περιόδους λειτουργίας καθώς και η σχετική φόρτιση του αζώτου.



Σχήμα 4.7: Χρονική απεικόνιση ποσοστών απομάκρυνσης $\text{NH}_4\text{-N}$ % και TKN %

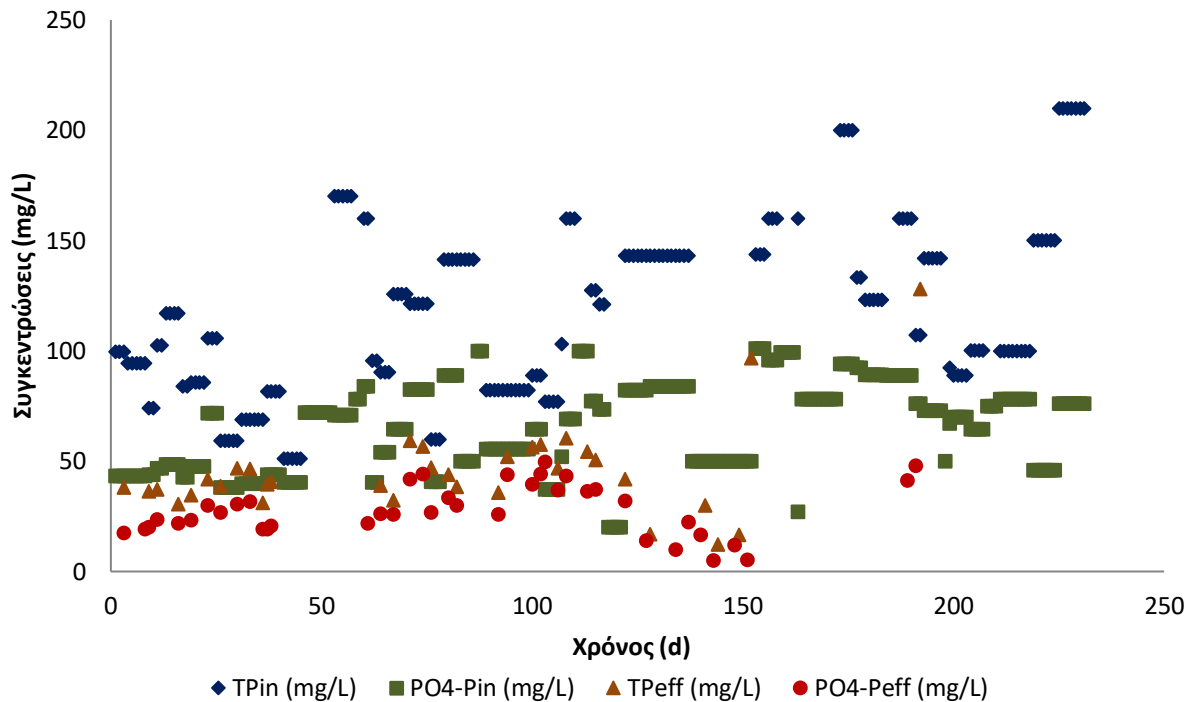
Σύμφωνα με το Σχήμα 4.7 συνολικά τα ποσοστά απομάκρυνσης τόσο του $\text{NH}_4\text{-N}$ όσο και του ολικού αζώτου είναι μεγάλα. Αρχικά, η πρώτη περίοδος λειτουργίας (1 – 80 days), η οποία χαρακτηρίζεται από χαμηλές φορτίσεις αζώτου, παρουσιάζει αρκετά υψηλά ποσοστά απομάκρυνσης του αμμωνιακού φορτίου, της τάξεως 87 – 99 %. Κατά τη 2^η περίοδο λειτουργίας του αντιδραστήρα IFAS-SBR, όπου επιτυγχάνεται αύξηση της φόρτισης αζώτου, παρατηρούνται σχετικά χαμηλότερα ποσοστά απομάκρυνσης αμμωνιακού και ολικού αζώτου, με μέσες τιμές 87.9 ± 7.13 TN% και 88.1 ± 6.91 $\text{NH}_4\text{-N}$ %. Τόσο κατά την 3^η όσο και κατά την 4^η περίοδο λειτουργίας, παρατηρήθηκαν υψηλότερα ποσοστά απομάκρυνσης, με μέσες τιμές 90.9 ± 5.05 TN% και 91.2 ± 5.17 $\text{NH}_4\text{-N}$ %, για την 3^η περίοδο και 92 ± 4.61 TN%, 93.8 ± 3.74 $\text{NH}_4\text{-N}$ %, για την 4^η περίοδο αντίστοιχα. Αξίζει επίσης να επισημανθεί, ότι

η τελευταία περίοδος λειτουργίας χαρακτηρίστηκε από τις υψηλότερες φορτίσεις αζώτου. Ιδιαίτερα σημαντική καθίσταται η σταδιακή αύξηση της φόρτισης αζώτου, ανά τις διακριτές περιόδους λειτουργίας. Η τρίτη περίοδος λειτουργίας, αποτέλεσε μια περίοδο επαναφοράς του συστήματος, έπειτα της εμφανούς αναχαίτισης των νιτρωδοποιητών λόγω των τροφοδοτούμενων στραγγιδίων. Βάσει του παραπάνω διαγράμματος, παρά την αναχαίτιση της βιομάζας παρατηρήθηκαν υψηλά ποσοστά απομάκρυνσης αμμωνιακού και ολικού αζώτου, με χαμηλότερη όμως, συγκριτικά με τις άλλες περιόδους, φόρτιση αζώτου.

Στο πιλοτικό σύστημα SBR της Ψυτάλλειας η υψηλότερη φόρτιση αζώτου που έχει παρατηρηθεί είναι $0.51 \pm 0.08 \text{ kg N.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ με ποσοστό απομάκρυνσης αμμωνίας $89 \pm 6 \text{ \%NH}_4\text{-N}$ και ολικού αζώτου $74 \pm 16 \text{ \%TN}$. Στο σύστημα IFAS-SBR, η 4^η περίοδος χαρακτηρίστηκε από τις υψηλότερες φορτίσεις $\text{NLR } 0.64 \pm 0.08 \text{ kg N.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, με ποσοστά απομάκρυνσης $92 \pm 4.61 \text{ TN\%}$, $93.8 \pm 3.74 \text{ NH}_4\text{-N\%}$. Συνεπώς, με το σύστημα IFAS-SBR επιτεύχθηκε αύξηση 25% της φόρτισης αζώτου, με υψηλότερα ποσοστά απομάκρυνσης τόσο του αμμωνιακού όσο και του ολικού αζώτου.

4.4.3 Διακύμανση των ορθοφωσφορικών και του ολικού φωσφόρου

Μια ακόμη παράμετρος που χρήζει ανάλυσης, καθίσταται η συγκέντρωση του ολικού φωσφόρου και των ορθοφωσφορικών. Στην παρούσα μεταπτυχιακή εργασία, δεν αποτελεί την βασική παράμετρο μελέτης και σχολιασμού. Εντούτοις, αξίζει να παρατηρηθεί και να σχολιασθεί η μείωση του ολικού φωσφόρου και των ορθοφωσφορικών, μέσω ενός IFAS-SBR συστήματος επεξεργασίας. Στον πίνακα που ακολουθεί, παρουσιάζονται οι χρονικές διακυμάνσεις των συγκεντρώσεων ολικού φωσφόρου και ορθοφωσφορικών, τόσο στα τροφοδοτούμενα στραγγίδια, όσο και στην έξοδο του συστήματος IFAS-SBR ενός σταδίου.



Σχήμα 4.8: Χρονική διακύμανση TP και PO4-P

Σύμφωνα με το Σχήμα 4.8, ο ολικός φώσφορος των τροφοδοτούμενων υδρολυμένων στραγγιδίων στο σύστημα, κυμαίνεται μεταξύ 51 με 287 mg.L^{-1} , ενώ τα ορθοφωσφορικά διακυμαίνονται σε συγκεντρώσεις 20 έως 101 mg.L^{-1} . Παράλληλα στην επεξεργασμένη έξοδο, παρατηρείται μεγάλη μείωση των συγκεντρώσεων τόσο του ολικού φωσφόρου όσο και των ορθοφωσφορικών, με εύρος τιμών 12.2 – 128 mg.L^{-1} και 5 – 49.8 mg.L^{-1} , αντίστοιχα.

Από την πρώτη ημέρα λειτουργίας του συστήματος, 12/11/2018 και για τις επόμενες 79 ημέρες (πρώτη περίοδος λειτουργίας), οι συγκεντρώσεις ολικού φωσφόρου και των ορθοφωσφορικών στην τροφοδοσία του συστήματος, κυμάνθηκαν σε εύρη τιμών 51 – 170 mg.L^{-1} και 38 – 89 mg.L^{-1} , αντίστοιχα. Παράλληλα, οι αντίστοιχες συγκεντρώσεις, μετρήθηκαν στην επεξεργασμένη έξοδο του συστήματος IFAS-SBR, σε ελάχιστες και μέγιστες τιμές, 30.4 – 59.2 mg.L^{-1} και 17.6 – 44.2 mg.L^{-1} . Το χρονικό διάστημα, 31/01/2019 έως 18/03/2019, οι συγκεντρώσεις ολικού φωσφόρου και των ορθοφωσφορικών στα στραγγίδια, διακυμάνθηκαν σε εύρη τιμών 77 – 160 mg.L^{-1} και 20 – 100 mg.L^{-1} , αντίστοιχα. Ταυτόχρονα, οι συγκεντρώσεις ολικού φωσφόρου και ορθοφωσφορικών, στην επεξεργασμένη έξοδο του συστήματος, κυμάνθηκαν σε συγκεντρώσεις, 35.7 – 60.4 mg.L^{-1} και 25.9 – 49.8 mg.L^{-1} , αντίστοιχα. Την τρίτη περίοδο περάτωσης των πειραμάτων, 19/03/2019 μέχρι 02/05/2019, οι συγκεντρώσεις στην είσοδο του αντιδραστήρα, ήταν 143 – 287 mg TP.L^{-1} και 27 – 101 $\text{mg PO}_4\text{-P.L}^{-1}$. Αντιθέτως, η έξοδος του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων,

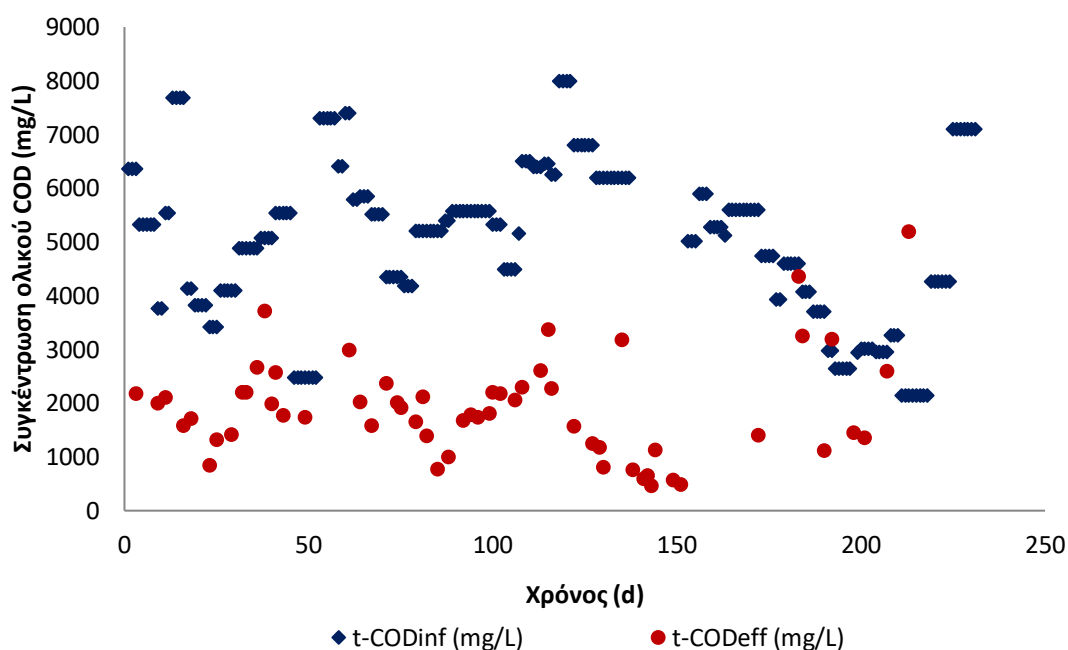
χαρακτηρίστηκε από χαμηλότερες συγκεντρώσεις, $12.2 - 96.6 \text{ mg TP.L}^{-1}$ και $5 - 22.4 \text{ mg.PO}_4\text{-P.L}^{-1}$. Τις τελευταίες εξήντα τέσσερις ημέρες λειτουργίας του συστήματος IFAS-SBR ενός σταδίου, τα τροφοδοτούμενα στραγγίδια χαρακτηρίστηκαν από συγκεντρώσεις ολικού φωσφόρου και ορθοφωσφορικών, $89 - 210 \text{ mg.L}^{-1}$ και $46 - 94 \text{ mg.L}^{-1}$, αντίστοιχα. Σε αντίθεση, η συγκέντρωση των ορθοφωσφορικών, στην επεξεργασμένη έξοδο του συστήματος, κυμάνθηκε σε συγκεντρώσεις, $41.2 - 48 \text{ mg PO}_4\text{-P.L}^{-1}$.

Αξίζει να επισημανθεί ότι καθ' όλη τη διάρκεια περάτωσης των πειραμάτων, εφαρμόστηκε αναερόβια φάση στην αρχή κάθε κύκλου λειτουργίας, με σκοπό τη βιολογική απομάκρυνση φωσφόρου. Επομένως εξετάστηκε και παρατηρήθηκε ότι τα ποσοστά απομάκρυνσης τόσο του ολικού φωσφόρου όσο και των ορθοφωσφορικών, σε όλη τη διάρκεια των πειραματικών μετρήσεων και περάτωσης της εργαστηριακής αυτής προσομοίωσης, δεν παρουσιάζονται πολύ υψηλά. Την πρώτη περίοδο λειτουργίας, καταγράφηκαν ελάχιστα και μέγιστα ποσοστά απομάκρυνσης, $21 - 74.2 \%$ TP και $19.7 - 73.9 \%$ $\text{PO}_4\text{-P}$. Τις επόμενες 47 ημέρες λειτουργίας, τα ποσοστά απομάκρυνσης του ολικού φωσφόρου, κυμάνθηκαν 35.3 έως 72.8% , ενώ των ορθοφωσφορικών μετρήθηκαν σε εύρος τιμών, $0.55 - 66.5 \%$. Την τρίτη φάση λειτουργίας του συστήματος IFAS-SBR, καταγράφηκε ποσοστό απομάκρυνσης ολικού φωσφόρου 88.3% και $55.2 - 90 \%$ $\text{PO}_4\text{-P}$. Τις τελευταίες ημέρες λειτουργίας του εργαστηριακού αντιδραστήρα διαλείποντος έργου, τα ποσοστά απομάκρυνσης των ορθοφωσφορικών, διακυμάνθηκαν σε 37 έως 53.7% απομάκρυνση. Θα πρέπει να τονιστεί ότι σε κάθε περίπτωση η απομάκρυνση των φωσφορικών οφείλεται κυρίως στην ανάπτυξη των μικροοργανισμών και σε χημική κατακρήμνιση, και όχι σε βιολογική απομάκρυνση, όπου ήταν ο επιθυμητός στόχος, ο οποίος και δεν επιτεύχθηκε. Σε κανένα σημείο της λειτουργίας του συστήματος δεν υπήρξε απελευθέρωση φωσφορικών κατά την αναερόβια φάση που να δείχνει την ύπαρξη πολυφωσφορικών μικροοργανισμών.

4.4.4 Διακύμανση διαλυτού και ολικού COD

Το Σχήμα 4.9 παρουσιάζει τη διακύμανση της συγκέντρωσης του ολικού COD στην είσοδο και την έξοδο του συστήματος IFAS-SBR ενός σταδίου. Οι συγκεντρώσεις του ολικού COD κυμάνθηκαν σε υψηλά επίπεδα στην είσοδο του αντιδραστήρα λόγω της προέλευσης των στραγγιδίων αφυδάτωσης. Παρόλα αυτά παρατηρείται μια μεταβολή της συγκέντρωσης του COD στην είσοδο η οποία οφείλεται στις διαφοροποιήσεις των ποιοτικών χαρακτηριστικών των στραγγιδίων αφυδάτωσης από την ΕΕΛ της

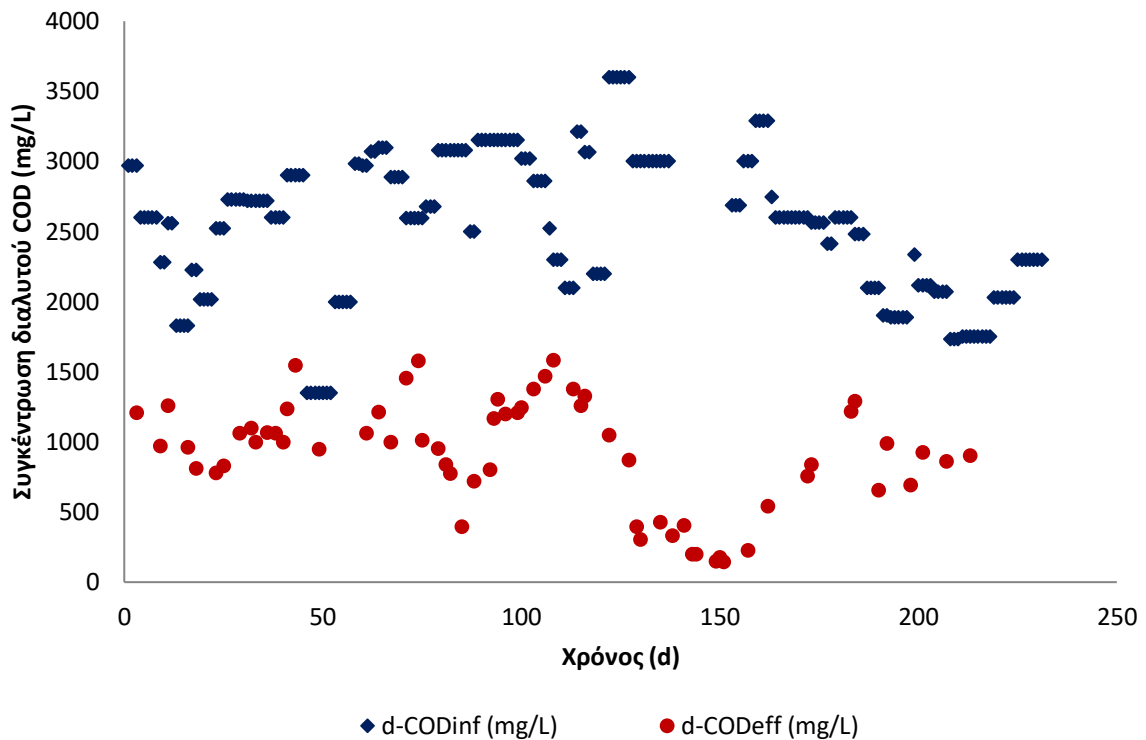
Ψυττάλειας, καθώς επίσης και στις διαφορετικές συγκεντρώσεις αιωρούμενων στερεών των στραγγιδίων.



Σχήμα 4.9: Χρονική διακύμανση ολικού COD εισόδου και εξόδου συστήματος

Όπως αποτυπώνεται στο παραπάνω διάγραμμα, οι συγκεντρώσεις του ολικού COD στην επεξεργασμένη έξοδο του συστήματος, σε όλη τη χρονική διάρκεια εκτέλεσης των πειραμάτων, είναι σημαντικές αλλά χαμηλότερες από αυτές της εισόδου. Οι συγκεντρώσεις του ολικού COD εξόδου οι οποίες κυμαίνονται σε τιμές 1000 mg.L^{-1} και μικρότερες, υποδεικνύει τη δυσκολία αποδόμησης ενός σημαντικού κλάσματος του οργανικού φορτίου των στραγγιδίων ανεξάρτητα από τις λειτουργικές συνθήκες του συστήματος. Επίσης, οι ανά περιόδους υψηλές συγκεντρώσεις του ολικού COD εξόδου, οφείλεται σε κάποιες σποραδικές αυξήσεις των συγκεντρώσεων αιωρούμενων στερεών της εξόδου, εξαιτίας αδυναμίας του συστήματος για πραγμάτωση ικανοποιητικής καθίζησης σε κάποιες περιόδους. Θα πρέπει να τονιστεί ότι τα αποτελέσματα της απομάκρυνσης του COD ήταν αναμενόμενα, καθώς παρά τις υψηλές συγκεντρώσεις οργανικού φορτίου στα στραγγίδια, μόνο ένα μικρό ποσοστό της τάξεως $<10\%$, είναι βιοδιασπάσιμο, συνεπώς είναι λογικό οι συγκεντρώσεις του COD στην έξοδο να παρουσιάζονται υψηλές.

Στο Σχήμα 4.10 παρουσιάζεται η διακύμανση του διαλυτού COD στην είσοδο και την έξοδο του συστήματος IFAS-SBR ενός σταδίου.



Σχήμα 4.10: Χρονική διακύμανση συγκεντρώσεων διαλυτού COD εισόδου και εξόδου

Οι συγκεντρώσεις του διαλυτού COD κυμάνθηκαν σε σχετικά υψηλά επίπεδα στα τροφοδοτούμενα στραγγίδια υδρόλυσης. Αντιθέτως, το διαλυτό COD στην επεξεργασμένη έξοδο του συστήματος, παρατηρείται σε χαμηλές συγκεντρώσεις. Την τρίτη περίοδο λειτουργίας του εργαστηριακού αντιδραστήρα, σύμφωνα και με το κάτωθι διάγραμμα, καταγράφηκαν πολύ χαμηλές συγκεντρώσεις διαλυτού COD,.

Επιπροσθέτως, η οργανική φόρτιση OLR, του συστήματος επεξεργασίας IFAS-SBR, ήταν για κάθε διακριτή περίοδο λειτουργίας ως μέση τιμή, $0.83 \pm 0.3 \text{ kg COD/m}^3\cdot\text{d}$, $1.41 \pm 0.22 \text{ kg COD/m}^3\cdot\text{d}$, $0.59 \pm 0.2 \text{ kg COD/m}^3\cdot\text{d}$ και $1.16 \pm 0.45 \text{ kg COD/m}^3\cdot\text{d}$, με αντίστοιχες απομακρύνσεις ολικού COD, $57.7 \pm 12.8 \text{ \%COD}$, $66 \pm 9.9 \text{ \%COD}$, $72.2 \pm 20.5 \text{ \%COD}$ και $32.4 \pm 28.3 \text{ \%COD}$.

4.4.5 Σύγκριση συστήματος IFAS-SBR με το πιλοτικό σύστημα SBR της Ψυτάλλειας

Στον ακόλουθο πίνακα παρουσιάζονται τα χαρακτηριστικά εισόδου και εξόδου του πιλοτικού συστήματος SBR της Ψυτάλλειας και του εργαστηριακού συστήματος IFAS-SBR. Τα δύο συστήματα τροφοδοτούνταν με ίδια στραγγίδια αφυδάτωσης που είχαν υποστεί υδρόλυση πριν το στάδιο της αναερόβιας χώνευσης, προερχόμενα από την εγκατάσταση επεξεργασίας λυμάτων της Ψυτάλλειας. Παρουσιάζονται και συγκρίνονται τα αποτελέσματα από δύο περιόδους λειτουργίας, την περίοδο με την μέγιστη φόρτιση αζώτου και την περίοδο που παρουσιάστηκε κάποιος αναχαιτιστικός

παράγοντας στα στραγγίδια αφυδάτωσης (τροφοδοσία συστημάτων).

Βασικός στόχος και των δύο συστημάτων ήταν ο έλεγχος της απόδοσης ως προς την απομάκρυνση του αζώτου, εφαρμόζοντας τις διεργασίες νιτρωδοποίησης – απονιτρωδοποίησης. Σύμφωνα με τα αποτελέσματα, η έξοδος του αντιδραστήρα IFAS-SBR χαρακτηρίστηκε από πολύ χαμηλές συγκεντρώσεις νιτρωδών κατά την περίοδο αναχαίτισης, με μέσες τιμές $0.41 \pm 0.3 \text{ mg NO}_2\text{-N/L}$ και κατά την περίοδο μέγιστης φόρτισης με μέσες τιμές $8.9 \pm 11.2 \text{ mg NO}_2\text{-N/L}$, γεγονός που επιβεβαιώνει την επίτευξη του αρχικού στόχου. Αντίστοιχα, η έξοδος του πιλοτικού συστήματος SBR χαρακτηρίζεται από υψηλότερες συγκεντρώσεις νιτρωδών $194 \pm 157 \text{ mg NO}_2\text{-N/L}$ και $30 \pm 34 \text{ mg NO}_2\text{-N/L}$. Συνεπώς, η απόδοση του συστήματος IFAS-SBR ήταν καλύτερη, καθώς παρουσίασε υψηλότερη απομάκρυνση νιτρωδών της τάξεως του 95% για την περίοδο με τη μέγιστη φόρτιση και των δύο συστημάτων.

Το σύστημα IFAS-SBR παρουσίασε ακόμη, υψηλότερες κατά 25% φορτίσεις αζώτου σε σχέση με το πιλοτικό SBR. Επιπροσθέτως, είχε καλύτερες ποσοστιαίες απομακρύνσεις τόσο αμμωνιακού αζώτου όσο και ολικού, $93.8 \pm 3.7 \text{ \%NH}_4\text{-N}$ και $92 \pm 4.6 \text{ \%TN}$ για το σύστημα IFAS-SBR, ενώ $92 \pm 4 \text{ \%NH}_4\text{-N}$ και $89 \pm 8 \text{ \%TN}$ για το πιλοτικό σύστημα SBR της Ψυττάλειας, αντίστοιχα. Ακόμα και κατά την αναχαιτιστική περίοδο των δύο συστημάτων, η απόδοση του συστήματος IFAS-SBR ήταν μεγαλύτερη σε σχέση με το πιλοτικό σύστημα SBR της Ψυττάλειας.

Οι ρυθμοί νιτρωδοποίησης AUR των συστημάτων και για τις δυο περιόδους είναι όμοιοι, ενώ οι ρυθμοί απονιτρωδοποίησης NUR του συστήματος IFAS-SBR είναι εμφανώς μεγαλύτεροι συγκριτικά με το πιλοτικό SBR, με αύξηση της τάξεως του 85.2 %, γεγονός που υποδεικνύει τη συμβολή της προσκολλημένης βιομάζας στους ρυθμούς απονιτρωδοποίησης.

Τέλος, το σύστημα IFAS –SBR παρουσίασε καλύτερα ποσοστά απομάκρυνσης των ορθοφωσφορικών σε σχέση με το πιλοτικό σύστημα, της τάξεως του 68 %.

Πίνακας 4.8: Χαρακτηριστικά εισόδου και εξόδου συστημάτων IFAS-SBR και πιλοτικού SBR

	Περίοδος με NLR_{max}		Περίοδος με αναχαίτιση	
	Πιλοτικό σύστημα SBR	Σύστημα IFAS-SBR	Πιλοτικό σύστημα SBR	Σύστημα IFAS-SBR
HRT	4.8±1.3	4.2	7.2±0.2	6.5±2.2
NLR_{TKN} (Kg N $m^{-3} d^{-1}$)	0.51±0.08	0.64±0.08	0.29±0.03	0.21±0.06
NLR_{NH_4-N} (KgN $m^{-3} d^{-1}$)	0.38±0.07	0.57±0.08	0.20±0.05	0.18±0.07
TKN_{in} (mg L^{-1})	2253±544	2048±139	2104±253	2311±96
NH_4-N_{in} (mg L^{-1})	1627±440	1764±139	1444±349	1815±226
NH_4-N_{eff} (mg L^{-1})	184±114	116±73	101±48	174±98
NO_2-N_{eff} (mg L^{-1})	194±157	8.9±11.2	30±34	0.41±0.3
PO_4-P_{eff} (mg L^{-1})	107±31	44.6±4.8	19±12	12±6.2
AUR (mg NO_2^-- N/g VSS$^{-1} h^{-1}$)	7.7±1.9	6.2±2.3	5.3±2.3	2.6±0.9
NUR (mg NO_2^-- N/g VSS$^{-1} h^{-1}$)	12.9±2.7	23.9±15.3	11.3±2.8	8.8±4.7
$NH_4-N_{removed}$(%)	89±6	93.8±3.7	92±4	90.7±5
$TN_{removed}$(%)	74±16	92±4.6	89±8	90.5±5.2
$PO_4-P_{removed}$(%)	27±13	45.3±11.8	74±17	78.4±13.3

4.5 Ισοζύγια μάζας

Για κάθε διακριτή περίοδο λειτουργίας του συστήματος IFAS-SBR ενός σταδίου, προσδιορίστηκε το ισοζύγιο μάζας του αζώτου. Ακολουθώς, παρατίθεται οι εξισώσεις, όπως χρησιμοποιήθηκαν για τον υπολογισμό της μάζας τόσο στην είσοδο όσο και στην έξοδο του εργαστηριακού αντιδραστήρα (Lee et al, 2008).

Οι εξισώσεις (1) και (2) προσδιορίζουν την ισορροπία του αζώτου ως προς την

είσοδο του συστήματος. Συγκεκριμένα, ο αντιδραστήρας IFAS-SBR, τροφοδοτείται από στραγγίδια αφυδάτωσης. Συνεπώς, η μάζα εισόδου θα υπολογιστεί ως προς το αμμωνιακό άζωτο, όπου περιέχεται στα τροφοδοτούμενα στραγγίδια.

$$Input_N = M_{in}NH_4 - N(1)$$

Όπου:

$$M_{in}NH_4 - N = Q \cdot [NH_4 - N_{in}](2)$$

Το άζωτο που εισήλθε στον IFAS-SBR για κάθε ξεχωριστό κύκλο λειτουργίας του αντιδραστήρα και έπειτα απομακρύνθηκε από αυτόν με τους εξής τρόπους:

- ❖ στην επεξεργασμένη έξοδο του αντιδραστήρα IFAS-SBR ενός σταδίου (4)
- ❖ απομακρύνθηκε μέσω της διεργασίας της απονιτροδοποίησης (8)
- ❖ στη περίσσεια ιλύ (9)

$$Output_N = M_{eff}N + M_{waste}N + M_{DN}N(3)$$

Η μάζα του αζώτου που απομακρύνεται μέσω της επεξεργασμένης εξόδου, αποτελεί άθροισμα του αμμωνιακού αζώτου, των νιτρικών και νιτρωδών, καθώς επίσης και του αζώτου που απομακρύνεται μέσω των αιωρούμενων στερεών στο υγρό. Επομένως, ισχύουν οι ακόλουθες εξισώσεις:

$$M_{eff}N = M_{eff}NH_4 - N + M_{eff}NOx - N + M_{eff}N_{SS}(4)$$

όπου:

$$M_{eff}NH_4 - N = Q \cdot [NH_4 - N_{eff}](5)$$

$$M_{eff}NOx - N = Q \cdot [NOx - N_{eff}](6)$$

Προκειμένου να υπολογιστεί το κλάσμα του αζώτου στην ιλύ, γίνεται υπόθεση πειραματικής παραμέτρου f_N . Από πειραματικές έρευνες, έχει βρεθεί ότι η τιμή των 0,1 mg N / mg VSS (Lee et al, 2007) είναι αποδεκτή για μια σειρά ηλικιών λάσπης, αν και ιδανικά θα πρέπει να προσδιοριστεί το f_N για ένα συγκεκριμένο σύστημα και το αντίστοιχο σύνολο των παραμέτρων λειτουργίας. Δίνοντας λοιπόν μια τιμή στην παράμετρο f_N , το κλάσμα αζώτου στην ιλύ υπολογίζεται ως εξής:

$$M_{eff}N_{SS} = Q \cdot [VSS_{eff}] \cdot f_N(7)$$

Ορισμένη ποσότητα ιλύος, «περίσσεια ιλύος», αφαιρείται από τον αντιδραστήρα

IFAS-SBR, προκειμένου να διατηρηθούν σταθερός χρόνος παραμονής στερεών (SRT), τα διαλυμένα αιωρούμενα στερεά του ανάμικτου υγρού (MLSS), καθώς και τα λειτουργικά χαρακτηριστικά. Η εξίσωση (8), χρησιμοποιήθηκε για τον υπολογισμό της ποσότητας του αζώτου που απομακρύνεται ως περίσσεια ιλύς, συνεπώς:

$$M_{waste}N = \frac{V}{SRT} \cdot [VSS] \cdot f_N \quad (8)$$

Σε ένα σύστημα SBR το νιτρώδες άζωτο μπορεί να απομακρυνθεί με απονιτρωδοποίηση, κατά τη διάρκεια της ανοξικής φάσης (Obaja et al, 2003; Silkers et al, 2002). Στην παρούσα διερεύνηση, η συνολική ποσότητα αζώτου, η οποία απομακρύνεται από τον αντιδραστήρα μέσω απονιτρωδοποίησης, προσδιορίστηκε από την ποσότητα που απονιτρωποιήθηκε κατά τη συνολική διάρκεια των ανοξικών φάσεων. Επομένως:

$$M_{DN}N = \frac{h_{anoxic}}{24} \cdot NUR \cdot VSS \quad (9)$$

Εάν οι ποσότητες αζώτου στην εισροή και στην εκροή του συστήματος, δύναται να υπολογισθούν, η αναλογία εισερχόμενου προς εξερχόμενου αζώτου, μπορεί να προσδιοριστεί από την εξίσωση (10) :

$$\% N_{MassBalance} = \frac{Output_N}{Input_N} \cdot 100 \% \quad (10)$$

Στη παρούσα εργασία, ο προσδιορισμός των ισοζυγίων μάζας έγινε σχεδόν για κάθε ημέρα λειτουργίας του αντιδραστήρα IFAS-SBR. Τελικά, στον κάτωθι πίνακα, παρουσιάζονται η επί της εκατό αναλογία εισερχόμενου με εξερχόμενου φορτίου αζώτου, κατά μέσο όρο σε κάθε διακριτή περίοδο λειτουργίας του αντιδραστήρα.

Πίνακας 4.9: Αποτελέσματα ισοζυγίων μάζας ανά διακριτή περίοδο λειτουργίας του IFAS-SBR

	Διάρκεια (days)	%N mass balance
1 ^η Περίοδος	1 – 80	5.9
2 ^η Περίοδος	81 – 127	12.7
3 ^η Περίοδος	128 – 172	9.8
4 ^η Περίοδος	173 – 236	8.0

Σύμφωνα με τα αποτελέσματα, όπως παρουσιάστηκαν στον Πίνακα 4.9, γίνεται αντιληπτό ότι τα ισοζύγια μάζας ως προς το άζωτο, 'δεν κλείνουν' απόλυτα. Αυτό, πιθανόν οφείλεται στην αδυναμία προσδιορισμού ακριβώς της ποσότητας αζώτου, η οποία απονιτρωποιείται μέσω του συστήματος.

4.6 Βαρυμετρικός προσδιορισμός προσκολλημένης βιομάζας

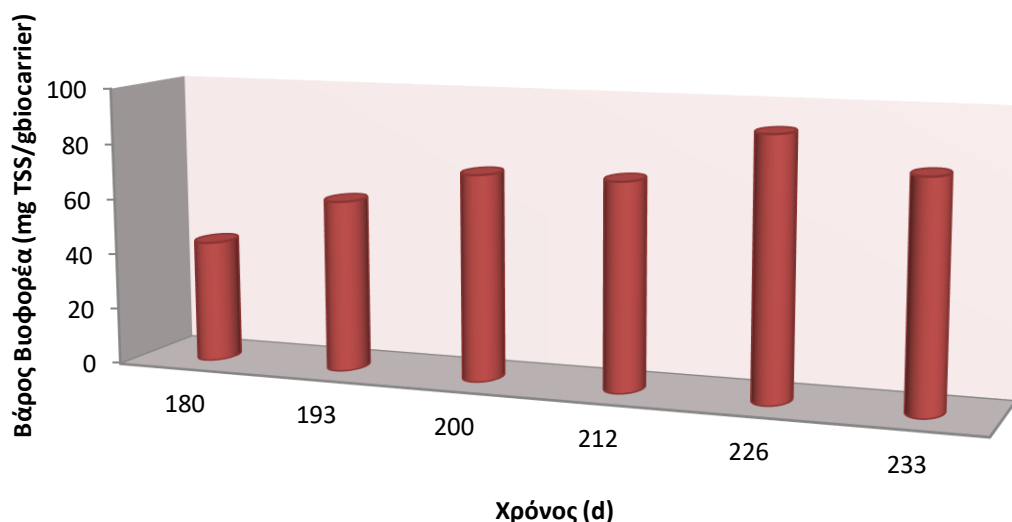
Την τέταρτη περίοδο λειτουργίας του εργαστηριακού αντιδραστήρα IFAS-SBR ενός σταδίου, προσδιορίστηκε βαρυμετρικά η προσκολλημένη βιομάζα του συστήματος. Ο προσδιορισμός πραγματοποιήθηκε με τη μέθοδο, όπως αναφέρθηκε στο Κεφάλαιο 3, τα αποτελέσματα της οποίας παρατίθενται παρακάτω.

Σύμφωνα με τη μεθοδολογία, χρησιμοποιήθηκε για τον προσδιορισμό η βιομάζα που προσκολλήθηκε στα μέσα στήριξης – βιοφορείς. Οι μετρήσεις πραγματοποιήθηκαν έξι φορές μέσα στο χρονικό διάστημα των 60 τελευταίων ημερών. Στον Πίνακα 4.10, παρουσιάζονται τα αποτελέσματα της μάζας των στερεών ανά βιοφορέα.

Πίνακας 4.10: Μάζα στερεών μέσων στήριξης – βιοφορέων

ΗΜΕΡΟΜΗΝΙΑ	Ημέρες Λειτουργίας (days)	ΒΑΡΟΣ (mg TSS/bc)
10/5/2019	180	43.5
23/5/2019	193	61.1
30/5/2019	200	73.1
11/6/2019	212	73.3
25/6/2019	226	91.5
2/7/2019	233	79.9

Όπως φαίνεται και στον παραπάνω πίνακα αποτελεσμάτων, σύμφωνα με τη μέθοδο που ακολουθήθηκε, η μάζα των στερεών ανά βιοφορέα, ακολουθεί μια αυξητική τάση συναρτήσει του χρόνου. Πιο συγκεκριμένα, ανά χρονικό διάστημα δέκα ημερών, η μάζα των στερεών ανά βιοφορέα, αυξάνεται κατά 12 mg. Στις 2/07/2019 παρατηρείται μείωση της μάζας των στερεών στα μέσα στήριξης, όπου πιθανότατα οφείλεται είτε σε πειραματικό σφάλμα ή στην αποκροκίδωση της βιομάζας κατά τις τελευταίες ημέρες λειτουργίας του συστήματος, εξαιτίας υψηλών ρυθμών απονιτροποίησης.



Σχήμα 4.8: Διαγραμματική απεικόνιση μάζας στερεών ανά βιοφορέα

Στο Σχήμα 4.11 απεικονίζεται η αυξητική τάση της συγκέντρωσης της μάζας των στερεών ανά βιοφορέα, όπως σχολιάστηκε παραπάνω, σύμφωνα με τα αποτελέσματα κατά την εφαρμογή της μεθόδου A, όπου γίνεται σαφής η αύξηση της μάζας κατά το πέρασμα των ημερών. Οι Prendergast et al. (2005), προσδιόρισαν ότι μετά από 150 ημέρες λειτουργίας, η μέγιστη μάζα των στερεών στους βιοφορείς ήταν 42.2 mg.L^{-1} .

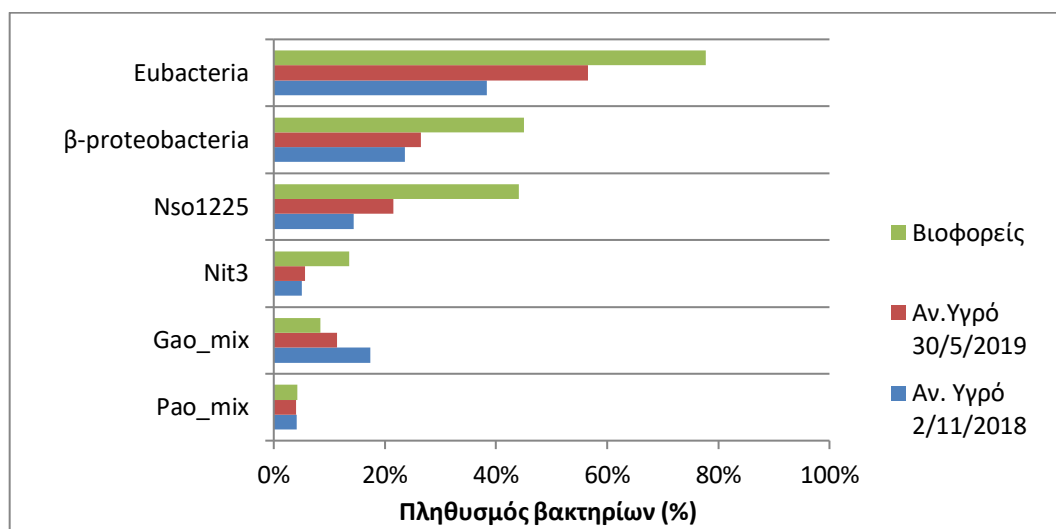
Στην έρευνα που πραγματοποίησαν οι Aygun et al. (2013), συσχέτισαν το ποσοστό πλήρωσης του αντιδραστήρα SBBR, με την ανάπτυξη της προσκολλημένης βιομάζας. Συγκεκριμένα, απέδειξαν ότι όσο αυξάνεται το ποσοστό πλήρωσης, τόσο αυξάνεται η μάζα της προσκολλημένης βιομάζας στους βιοφορείς. Οι δοκιμές έγιναν σε ποσοστά πλήρωσης, 40%, 50%, 60%. Επισημαίνεται ότι στην παρούσα εργασία, το ποσοστό πλήρωσης ήταν 30%.

4.7 Αποτελέσματα ανάλυσης φθορίζουσας επιτόπου υβριδοποίησης FISH (Fluorescence In-Situ Hybridization)

Στο πλαίσιο της παρούσας εργασίας πραγματοποιήθηκε ο έλεγχος και καταγραφή της βακτηριακής κοινότητας του συστήματος IFAS-SBR ενός σταδίου, μέσω της τεχνικής της μικροσκοπικής φθορισμού (FISH).

Ειδικότερα, χρησιμοποιήθηκε ένα πλήθος ιχνηλατών ολιγονουκλεοτιδίων για τον προσδιορισμό των ευβακτηρίων (Eub338), των β-πρωτεοβακτηρίων (Bet42a), των

AOB (Nso1225), των NOB (NIT3), των GAOs (GAOm_{ix}) και των PAOs (PAOm_{ix}).



Σχήμα 4.9: Ποσοστό του γένους ή της κλάσης του βακτηρίου που εξετάζεται προς το σύνολο των μικροοργανισμών που προσδιορίστηκαν στο ανάμεικτο υγρό στην αρχή και το τέλος της πειραματικής διερεύνησης καθώς και στη βιομάζα των βιοφορέων κατά το τέλος της πειραματικής διερεύνησης.

Όπως φαίνεται στο Σχήμα 4.12 κατά την έναρξη λειτουργίας του συστήματος IFAS-SBR (2/11/2018) η βιομάζα που χρησιμοποιήθηκε για το start-up του συστήματος περιείχε σε μεγαλύτερη συγκέντρωση νιτρωδοποιητικά σε σχέση με νιτρικοποιητικά βακτήρια. Πιο συγκεκριμένα, το ποσοστό των AOB ήταν 14.4% έναντι 5.1% των NOB, κάτι αναμενόμενο καθώς η βιομάζα προήλθε από πιλοτικό σύστημα επεξεργασίας στραγγιδίων όπου εφαρμόζεται η διεργασία της νιτρωδοποίησης/ απονιτρωδοποίησης.

Μετά από 7 περίπου μήνες σταθερής λειτουργίας του IFAS-SBR (30/5/2019) η ανάλυση FISH στο ανάμεικτο υγρό του αντιδραστήρα υπέδειξε ότι τα AOB παρέμειναν τα κυρίαρχα νιτροποιητικά βακτήρια με τον πληθυσμό τους να αυξάνεται σε 21.5% επί του συνολικού πληθυσμού των βακτηρίων ενώ ο πληθυσμός των NOB παρέμεινε σταθερός σε 5.6%. Ως εκ τούτου, ο λόγος των AOB έναντι των NOB ($AOB/[AOB+NOB]*100$) κατά το διάστημα της σταθερής λειτουργίας του συστήματος αυξήθηκε από 73.8% σε 79.4%. Ο λόγος των AOB/NOB είναι μεγαλύτερος από τους αντίστοιχους των Picullel et al, 2019, οι οποίοι σε αντιδραστήρα MBBR όπου επιτελούνταν η διεργασία της συμβατικής νιτροποίησης τροφοδοτώντας σταδιακά στραγγίδια κατάφεραν να έχουν ένα λόγο AOB/NOB ίσο με 0.65.

Παρά το γεγονός ότι τα NOB δεν εξαλείφθηκαν πλήρως από τη βιομάζα του IFAS-SBR φαίνεται πως η μεταβολική τους ικανότητα ήταν σε ιδιαίτερα χαμηλά επίπεδα όπως διαπιστώνεται τόσο από τις μετρήσεις των πειραμάτων δραστηριότητας της

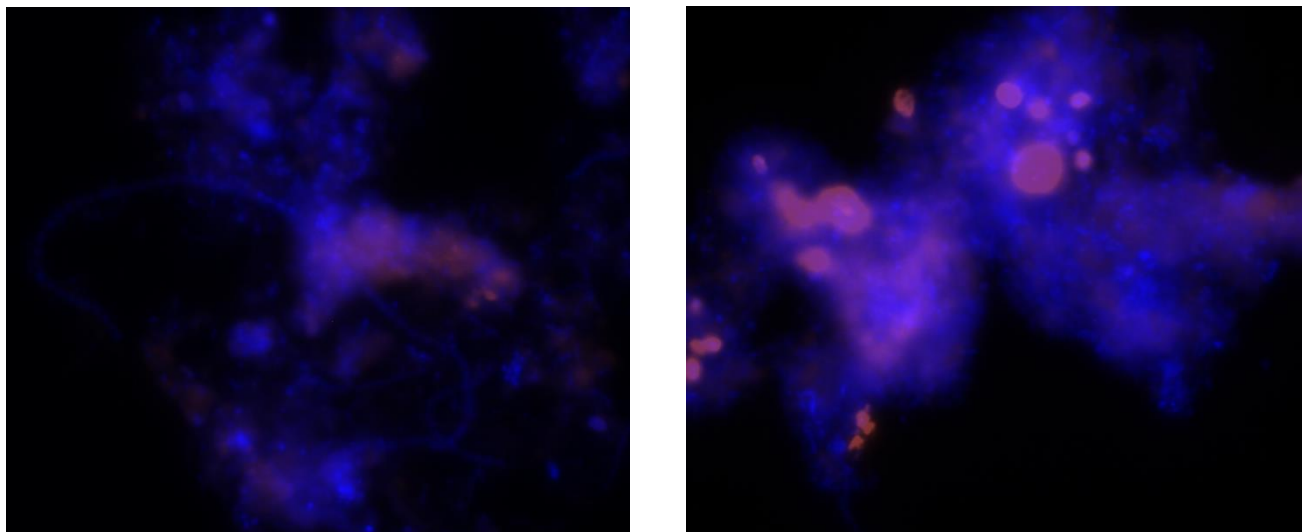
βιομάζας όσο και από τις καθημερινές χημικές αναλύσεις όπου οι συγκεντρώσεις των νιτρικών ήταν ιδιαίτερα χαμηλές σε σχέση με τα νιτρώδη.

Κατά την τελευταία περίοδο του συστήματος IFAS-SBR πραγματοποιήθηκε ανάλυση FISH και στην προσκολλημένη βιομάζα των βιοφορέων. Τα αποτελέσματα υπέδειξαν ότι η προσκολλημένη βιομάζα ήταν ιδιαίτερα ενεργή με το ποσοστό των βακτηρίων (eubacteria) να ισούται με 77.7% έναντι του αντίστοιχου ποσοστού την ίδια περίοδο στο ανάμεικτο υγρό όπου το ποσοστό των ευβακτηρίων ήταν 56.5%. Αντίστοιχα υψηλότερος σε σχέση με το ανάμεικτο υγρό ήταν τόσο ο πληθυσμός των β-πρωτεοβακτηρίων, των AOB αλλά και των NOB.

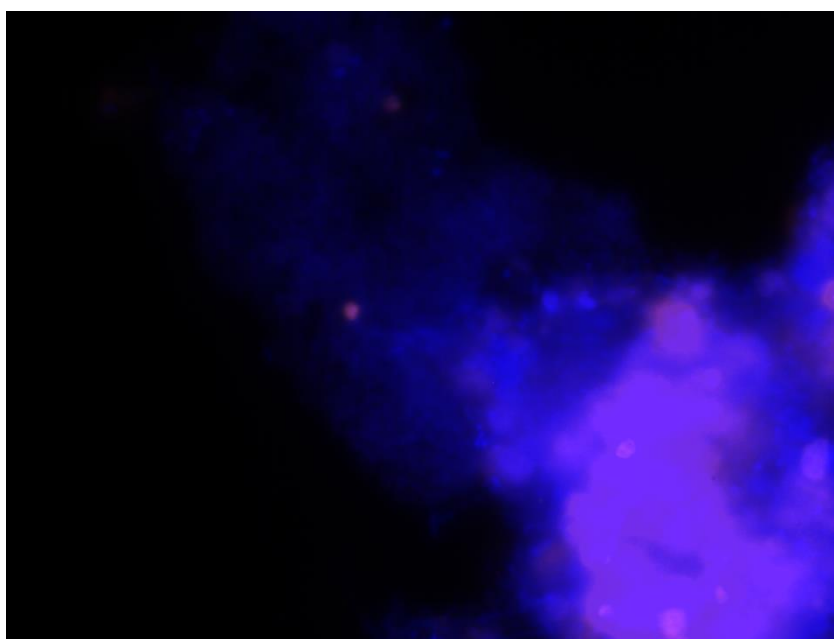
Το ποσοστό των AOB κυμάνθηκε σε πολύ υψηλά επίπεδα ίσα με 44.5% επί του συνολικού πληθυσμού των μικροοργανισμών ενώ και ο πληθυσμός των NOB ήταν υψηλότερος από το αναμενόμενο και ίσος με 13.6%. Ο σχετικά μεγάλος πληθυσμός των NOB παρά το γεγονός ότι η παραγωγή νιτρικών ήταν πολύ χαμηλή ίσως οφείλεται σε περιορισμένη αναχαίτισή τους από τις υψηλές συγκεντρώσεις FA του ανάμεικτου υγρού καθώς σύμφωνα με κάποιους ερευνητές η ανάπτυξή τους πραγματοποιείται στα βαθύτερα στρώματα των βιοφίλμ (Lydmark et al, 2007).

Τα ημι-ποσοτικά αποτελέσματα του Σχήματος 4.12 δείχνουν ότι η προσκολλημένη βιομάζα είναι πιο ενεργή από την αντίστοιχη της αιωρούμενης. Παρότι ανιχνεύονται σημαντικά ποσοστά νιτροποιητών αυτό δεν αποτυπώνεται στα εργαστηριακά πειράματα μέτρησης της ταχύτητας νιτρωδοποίησης.

Στις Εικόνα 4.1 και Εικόνα 4.2 παρουσιάζονται κάποιες ενδεικτικές απεικονίσεις της ανάλυσης FISH για την ταυτοποίηση του πληθυσμού των AOB στο ανάμεικτο υγρό και στους βιοφορείς του IFAS-SBR.



Εικόνα 4.1: Απεικόνιση FISH για τους AOB στο ανάμεικτο υγρό του IFAS-SBR α) Κατά το start-up β) Μετά από 7 μήνες λειτουργίας



Εικόνα 4.2: Απεικόνιση FISH για τους AOB στους βιοφορείς μετά από 7 μήνες λειτουργίας

Με το μπλε χρώμα απεικονίζεται το σύνολο των μικροοργανισμών σε ανάμεικτο υγρό και βιοφορείς ενώ με το μωβ χρώμα απεικονίζεται ο πληθυσμός του φύλου/γένους βακτηρίου στόχου, στην προκειμένη περίπτωση των AOB.

Κεφάλαιο 5^ο

Συμπεράσματα - Προτάσεις

Η πειραματική διερεύνηση του συστήματος επεξεργασίας στραγγιδίων IFAS-SBR ενός σταδίου, έλαβε χώρα στο Εργαστήριο Υγειονομικής Τεχνολογίας του Εθνικού Μετσόβιου Πολυτεχνείου. Γίνεται χρήση ενός εργαστηριακού αυτοματοποιημένου συστήματος διαλείποντος έργου SBR, ενισχυμένου με βιοφορείς, το οποίο λειτουργεί από τις 12/11/2018 έως τις 5/07/2019, με σκοπό την απομάκρυνση του αμμωνιακού φορτίου. Στο σύστημα επεξεργασίας στραγγιδίων πραγματοποιούνται διαδοχικές εναλλαγές αερόβιων και ανοξικών φάσεων, με την παροχέτευση οξυγόνου, την ανάδευση και τη ρύθμιση του pH, να πραγματοποιούνται αυτόματα από πίνακα ελέγχου.

Η λειτουργία του συστήματος IFAS, μπορεί να χωριστεί σε 4 ξεχωριστές περιόδους, οι οποίες διακριτοποιήθηκαν κυρίως βάσει των φορτίσεων αζώτου (NLR- Nitrogen Loading Rate). Η πρώτη φάση λειτουργίας διήρκεσε 80 ημέρες, εφαρμόζοντας τη μέθοδο της νιτρωδοποίησης/απονιτρωδοποίησης, με τη συγκέντρωση της αμμωνίας των εισερχόμενων στραγγιδίων να κυμαίνεται στο εύρος $866 - 1914 \text{ mg.L}^{-1}$ και τη φόρτιση αζώτου να είναι περίπου $0.23 \text{ kgN.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. Η δεύτερη φάση λειτουργίας, η οποία αποσκοπούσε στην σταδιακή αύξηση της φόρτισης αζώτου, διήρκεσε 47 ημέρες. Το εύρος συγκεντρώσεων της αμμωνίας των στραγγιδίων ήταν $1350 - 1900 \text{ mg.L}^{-1}$ και το NLR $0.38 \text{ kgN.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. Κατά την τρίτη φάση λειτουργίας, παρατηρήθηκε επιμόλυνση του εισερχόμενου ρεύματος με κάποια αναχαιτιστική ουσία, κυρίως για τους νιτρωδοποιητές, γεγονός που κατέστησε αναγκαία τη μείωση της φόρτισης του αζώτου περίπου στα $0.18 \text{ kgN.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, με σκοπό την επαναφορά του συστήματος. Η συγκέντρωση των στραγγιδίων ήταν $1400 - 2167 \text{ mg.L}^{-1}$ και η περίοδος αυτή είχε διάρκεια 44 ημέρες. Τέλος, η τέταρτη και η τελευταία φάση λειτουργίας, διήρκεσε 63 ημέρες και πραγματοποιήθηκε αύξηση της φόρτισης αζώτου με μέγιστη τιμή $70 \text{ kgN.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. Η συγκέντρωση της εισερχόμενης αμμωνίας κυμάνθηκε σε εύρος $1500 - 2200 \text{ mg.L}^{-1}$ και η μέση φόρτιση αζώτου ήταν περίπου $0.57 \text{ kgN.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$.

Σύμφωνα με τα αποτελέσματα της πειραματικής διερεύνησης λειτουργίας ενός εργαστηριακού αντιδραστήρα IFAS-SBR ενός σταδίου (Integrated Fixed-Film Activated Sludge–Sequencing Batch Reactor), τα βασικότερα συμπεράσματα που συνάγονται είναι:

- ❖ Η εφαρμογή των διεργασιών νιτρωδοποίησης / απονιτρωδοποίησης στο υπό εξέταση σύστημα IFAS, πραγματοποιήθηκε επιτυχώς. Η επίτευξη της διεργασίας της νιτρωδοποίησης/απονιτρωδοποίησης οφείλεται κυρίως στις πολύ υψηλές συγκεντρώσεις αμμωνιακού φορτίου των εισερχόμενων στραγγιδίων αφυδάτωσης και όχι μέσω του ελέγχου του διαλυμένου οξυγόνου ή της προσθήκης χημικών για την αναχαίτιση των NOB βακτηρίων. Είναι το πρώτο σύστημα IFAS-SBR νιτρωδοποίησης/απονιτρωδοποίησης ενός σταδίου που εφαρμόζεται για την επεξεργασία στραγγιδίων αφυδάτωσης.
- ❖ Τα ποσοστά απομάκρυνσης του αμμωνιακού φορτίου από τα υπό επεξεργασία στραγγίδια αφυδάτωσης, παρουσιάζονται πολύ υψηλά σε όλη τη διάρκεια περάτωσης των πειραματικών μετρήσεων. Παρατηρείται ότι όσο πιο χαμηλή είναι η φόρτιση αζώτου NLR, τόσο πιο υψηλό παρουσιάζεται το ποσοστό απομάκρυνσης του $\text{NH}_4\text{-N}$. Συγκεκριμένα για φόρτιση αζώτου $0.27 \text{ kgN.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ το ποσοστό είναι 99%, ενώ για NLR $0.7 \text{ kgN.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, το ποσοστό απομάκρυνσης του αμμωνιακού φορτίου είναι 93%, ποσοστό που παραμένει αρκετά υψηλό. Επίσης, παρά την παρουσία αναχαιτιστικής ουσίας κατά τη 3^η φάση λειτουργίας του συστήματος, τα ποσοστά απομάκρυνσης του ολικού αζώτου, $90.7\% \pm 5$ και της αμμωνίας, 90.5 ± 5.2 παρέμειναν υψηλά μειώνοντας όμως το NLR
- ❖ Τα ποσοστά απομάκρυνσης του οργανικού φορτίου παρατηρούνται αρκετά χαμηλά, σε όλη τη διάρκεια της πειραματικής ανάλυσης λόγω της χαμηλής βιοδιασπασιμότητας του COD των στραγγιδίων.
- ❖ Καθ'όλη την πειραματική διερεύνηση και κατά την επιλογή των διαφόρων φάσεων ενός κύκλου λειτουργίας του αντιδραστήρα IFAS-SBR, εφαρμόσθηκαν αναερόβιες συνθήκες στην αρχή κάθε κύκλου, με σκοπό την βιολογική απομάκρυνση φωσφόρου. Όμως, ο στόχος αυτός δεν επιτεύχθηκε καθώς τα ποσοστά απομάκρυνσης του φωσφόρου διακρίνονται αρκετά χαμηλά και οφείλονται κυρίως σε χημική κατακρήμνιση και ανάπτυξη μικροοργανισμών.
- ❖ Από τα πειράματα δραστηριότητας της βιομάζας που πραγματοποιήθηκαν για τον έλεγχο της αποτελεσματικότητας της νιτρωδοποίησης / απονιτρωδοποίησης του συστήματος IFAS-SBR, οι ρυθμοί νιτρωδοποίησης (AUR) εμφανίζονται πολύ χαμηλότεροι σε σχέση με τους ρυθμούς απονιτρωδοποίησης (NUR), με τους πρώτους να παρουσιάζουν μια αυξητική τάση κατά την τέταρτη περίοδο λειτουργίας. Ο μέγιστος ρυθμός AUR ήταν $12.75 \text{ mgNOx-N/gVSS.h}$ με φόρτιση αζώτου $0.39 \pm 0.04 \text{ kg NH}_4\text{-N.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, με μέση τιμή για τη 4^η περίοδο λειτουργίας (καλύτερη περίοδος) $6.2 \pm 2.3 \text{ mgNOx-N/gVSS.h}$.
- ❖ Κατά το πέρας των πειραματικών μετρήσεων, οι ρυθμοί απονιτρωδοποίησης (NUR), παρουσιάζονται αρκετά υψηλοί. Η σταδιακή αύξηση της φόρτισης αζώτου

σε κάθε περίοδο λειτουργίας, φαίνεται να επηρέασε αποτελεσματικά τον ρυθμό NUR, με μέγιστο ρυθμό 48.7 mgNO_x-N/gVSS.h για NLR 0.53 ± 0.08 kg NH₄-N.m⁻³.d⁻¹.

- ❖ Μελετήθηκε η εξέταση της αποτελεσματικότητας χρήσης βιοφορέων έναντι ενός συμβατικού αντιδραστήρα SBR, για την απομάκρυνση του αμμωνιακού φορτίου από στραγγίδια αφυδάτωσης. Η παρουσία της προσκολλημένης βιομάζας, επηρεάζει τον ρυθμό απονιτροδοποίησης, αλλά όχι το ρυθμό AUR. Έπειτα της σύγκρισης των πειραμάτων batch που διεξήχθησαν με/ή χωρίς χρήση βιοφορέων, ο λόγος των ρυθμών NUR_{in}/NUR_{out} είναι 2.45 συμπεραίνοντας ότι η προσκολλημένη βιομάζα επιδρά θετικά τον ρυθμό απονιτροδοποίησης του συστήματος.
- ❖ Ο βαρυτομετρικός προσδιορισμός της προσκολλημένης βιομάζας, προσδιορίστηκε κατά την τέταρτη περίοδο λειτουργίας του συστήματος, όπου παρατηρήθηκε σταδιακή αύξηση ανά περίπου 10 ημέρες που έγιναν οι μετρήσεις. Το ποσοστό πλήρωσης του παρόντος αντιδραστήρα IFAS-SBR ήταν 30 % και η μέγιστη μάζα υπολογίστηκε την 226 ημέρα λειτουργίας στα 91.5 mg TSS/biocarrier.
- ❖ Επιτεύχθηκε 30% υψηλότερη φόρτιση αζώτου σε σύγκριση με το πιλοτικό σύστημα SBR αιωρούμενης βιομάζας της Ψυττάλειας (0,64kgN/m³dέναντι 0,5 kgN/m³d).

Τα αποτελέσματα της παρούσας πειραματικής μελέτης εμφανίζονται αρκετά ενθαρρυντικά, με αποτέλεσμα να προτείνεται η περαιτέρω μελέτη και βελτιστοποίηση του εν λόγω εγχειρήματος. Πιο αναλυτικά προτείνεται:

- ❖ Η βαρυτομετρική ανάλυση της προσκολλημένης βιομάζας σε όλη τη διάρκεια λειτουργίας του συστήματος IFAS.
- ❖ Εφαρμογή υψηλότερων φορτίσεων αζώτου (NLR), προκειμένου να εξετασθεί η αποδοτικότητα του συστήματος IFAS-SBR ενός σταδίου.
- ❖ Εφαρμογή όμοιων συνθηκών και πειραματικών παραμέτρων σε διάφορους αντιδραστήρες IFAS-SBR, με διαφορετικά ποσοστά πλήρωσης σε βιοφορείς.
- ❖ Χρήση διαφορετικού τύπου βιοφορείς και σύγκριση με την εν λόγω πειραματική εργασία, εξετάζοντας την επίδραση των χαρακτηριστικών του βιοφορέα στην ανάπτυξη του βιοφιλμ.
- ❖ Αύξηση του ποσοστού πλήρωσης του αντιδραστήρα με βιοφορείς από 30% σε 50%.
- ❖ Εφαρμογή παρόμοιων πειραματικών παραμέτρων σε αντίστοιχο πιλοτικό

σύστημα στο πεδίο, για τον προσδιορισμό της αποτελεσματικότητας λειτουργίας ενός συστήματος IFAS στην επεξεργασία στραγγιδίων σε πραγματικές συνθήκες.

Βιβλιογραφία

- Abeling, U., and Seyfried, C. (1992). Anaerobic - aerobic treatment of high strength ammonium wastewater -nitrogen removal via nitrite. *Water Science Technology* 26 (5- 6) ,pp. 1007 - 1015.
- Abelleiraa, J., Perez-Elvirab, S., Sanchez-Onetoa, J., Portelaa, J., and Nebotc, E. (2011). Advanced Thermal Hydrolysis of secondary sewage sludge: A novel process combining thermal hydrolysis and hydrogen peroxide addition. *Resources, Conservation and Recycling*.
- Ahn, Y. (2006). Sustainable nitrogen elimination biotechnologies:A review: *Process Biochemistry* (pp 1709 - 1721).
- Ahn, Y., & Choi, H. (2006). Autotrophic nitrogen removal from sludge digester liquids in upflow sludge bed reactor with external aeration, *Process Biochemistry* .
- Andreottola, G., Foladori, P., Ragazzi, M., & Tatano, F. (2000). Experimental Comparison Between MBBR and Activated Sludge System for the Treatment of Municipal Wastewater. *Water Science Technology* 41 (4 -5) , pp 375 - 382.
- Anthonisen, A., Loehr, R., Prakasam, T., and Srinath, E. (1976). Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Water Pollution Control Federation* 48 , pp 835 - 852.
- Artan, N., Wilderer, P., Orhon, D., Morgenroth, E., and Ozgur, N. (2001). The mechanism and design of sequencing batch reactor systems for nutrient removal - the state of the art. *Water Science and Technology* 43 (3) ,pp 53 - 60.
- Aslan, S., and Dahab, M. (2008). Nitrification and denitrification of ammonium-rich wastewater using fluidized-bed biofilm reactors. *Journal of Hazardous Materials*, 156(1-3) , pp 56 - 63.
- Aslan, S., Miller, L., and Dahab, M. (2009). Ammonium oxidation via nitrite accumulation under limited oxygen concentration in sequencing batch reactors. *Bioresource Technology* 100 (2) , pp 659 - 664.
- Aygun, A., Nas, B., Berkay, A., and Ates, H. (2013). Application of sequencing batch biofilm reactor for treatment of sewage wastewater treatment: effect of power failure. *Desalination and Water Treatment* .
- Barwal, A., and Chaudhary, R. (2014). To study the performance of biocarriers in moving bed biofilm reactor (MBBR) technology and kinetics of biofilm for retrofitting the existing aerobic treatment systems: A review. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 13 , pp 285–299.
- Bassin, J., and Dezotti, M. (2018). Moving bed biofilm reactor (MBBR). In Dezotti, M., Lippel, advanced biological processes for wastewater treatment. *Emerging, Consolidated Technologies and Introduction to Molecular Techniques* ,pp 37 - 74.
- Bassin, J., Kleerebezem, R., Rosado, A., M van Loosdrecht, M., and Dezotti, M. (2012). Effect of different operational conditions on biofilm development, nitrification and nitrifying microbial population in moving bed biofilm reactors. *Environ. Sci. Technol.*, 46 , pp 1546 - 1555.
- Blackburne, R., Yuan, Z., and Keller, J. (2008). Demonstration of nitrogen removal via nitrite in a sequencing batch reactor treating domestic wastewater. *Water Research* , pp 2166 - 2176.
- Bougrier, C., Delgenes, J., and Carrere, H. (2008). Effects of thermal treatments on five different waste activated sludge samples solubilisation, physical properties and anaerobic digestion. *Chemical Engineering Journal* 139 , pp 236–244.
- Bowden, G., Tsuchihashi, R., and Stensel, H. D. (2015). *Technologies for sidestream nitrogen removal*. IWA Publishing.
- Carrere, H., Dumas, C., A., B., Batstone, D., Delgenes, J., Steyer, J. (2010). Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability , A review. *Journal of Hazardous Materials* .
- Chakraborty, S., and Veeramani, H. (2006). Effect of HRT and recycle ration on

removal of cyanide, phenol, thiocyanate and ammonia in an anaerobic-anoxic-aerobic continuous system. *Process Biochem* 41 , pp. 96 - 105.

Changyong, W., Yongzhen, P., Shuying, W., Xiaoloing, L., and Randeng, W. (2011). Effect of sludge retention time on nitrite accumulation in real-time control biological nitrogen removal sequencing batch reactor. *Chinese Journal of Chemical Engineering* 19 (3) ,pp 512-517.

Chen, H., Li, A., Wang, Q., Cui, D., Cui, C., and Ma, F. (2018). Nitrogen removal performance and microbial community of an enhanced multistage A/O biofilm reactor treating low- strength domestic wastewater. *Biodegradation* 29 , pp 285 - 299.

Choi, J., Hwang, G., Gamal El-Din, M., and Liu, Y. (2004). Effect of reactor configuration and microbial characteristics on biofilm reactors for oil sands process-affected water treatment. *Int. Biodeterior Biodegrad.*,89 , pp 74 - 81.

Christensson, M., and Welander, T. (2004). Treatment of municipal wastewater in a hybrid process using a new suspended carrier with large surface area. *Water Sci. Technol.* 49 (11–12) , pp 207 - 214.

Ciudad, G., Rubilar, O., Munoz, P., Ruiz, G., Chamy, R., Vergara, C. (2004). Partial nitrification of high ammonia concentration wastewater as a part of a shortcut biological nitrogen removal process. *Process Biochemistry* .

Copithorn, R., and Sen , D. (2010). Hybrid processes. In *Biofilm Reactors*. WEF Manual of Practice No. 35, Alexandria, Virginia, USA.

Di Tripani, D., Christensso, M., & Odegaard, H. (2011). Hybrid activated sludge/biofilm process for the treatment of municipal wastewater in a cold climate region: a case study. *Water Science and Technology* 63 (6), pp1121 - 1129.

Di Tripani, D., Christensson, M., Torregrossa, M., Viviani, G., and Odegaard, H. (2013). Performance of a hybrid activated sludge/biofilm process for wastewater treatment in a cold climate region: influence of operating conditions. *Biochemical Engineering Journal*,77 ,pp 214 - 219

Donlan, R. M. (2002). Biofilms: microbial life on surfaces. *Emerging Infectious Diseases*, 8 , pp 881 - 890

Dosta, J., Gali, A., Benabdallah El-Hadj, T., Mace, S., and Mata - Alvarez, J. (2007). Operation and model description of a sequencing batch reactor treating reject water for biological nitrogen removal via nitrite. *Bioresource Technology* 98 (11) , pp 2065 - 2075

Fang, H. (2011). *Environmental Anaerobic Technology: Applications and New Developments*. World Scientific

Fisher, R., and Swanwick, S. (1971). High temperature treatment of sewage sludge. *Water Pollution* , pp 255 - 370

Flemming, H., Wingender, J., Szewzyk, U., Steinberg, P., and Rice, S. (2016). Biofilms: an emergent form of bacterial life. *Nature Reviews Microbiology*, 14 , pp 563 - 575.

Fouad, M., and Bhargava, R. (2005). Sludge production and settle ability in biofilm-activated sludge process. *Journal Environmental Engineering* 131 ,pp 417 - 424.

Frison, N., Katsou, E., Malamis, S., Bolzonella, D., and Fatone, F. (2013 b). Biological nutrients removal via nitrite from the supernatant of anaerobic co-digestion using a pilot-scale sequencing batch reactor operating under transient conditions. *Chemical Engineering Journal*, 230 , pp 595 - 604.

Fudala-Ksiazek, S., Luczkiewicz, A., Fitobor, K., and Olanczuk-Neyman, K. (2014). Nitrogen removal via the nitrite pathway during wastewater co-treatment with ammonia-rich landfill leachates in a sequencing batch reactor. *Environmental Science Pollution Resource* , pp 7307 - 7318.

Fux, C., Boehler, M., Huber, P., Brunner, I., and Siegrist, H. (2002). Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant. *Journal of Biotechnology* 99 (3) , pp 295 - 306.

Fux, C., Velten, S., Carozzi, V., Solley, D., and Keller, J. (2006). Efficient and stable

nitritation and denitritation of ammonium - rich sludge dewatering liquor using an SBR with continuous loading. *Water Research* 40 (14) , pp 2765 - 2775.

Tchobanoglous, G., Burton, F. L., & Stensel, H. D. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse* (4th ed, revised). Metcalf & Eddy Inc. and McGraw Hill Companies Inc., New York.

Gali, A., Dosta, J., van Loosdrecht, M., and Mata-Alvarez, J. (2007). Two ways to achieve an anammox influent from real reject water treatment at lab-scale: Partial SBR nitrification and SHARON process. *Process Biochemistry* 42 , pp 715 - 720.

Ge, S., Wang, S., Yang, X., Qui, S., Li, B., and Peng, Y. (2015). Detection of nitrifiers and evaluation of partial nitrification for wastewater treatment: A review. *Σto Chemosphere* (pp 89 - 98).

Gerardi, M. (2003). *Nitrification and Denitrification in the activated sludge process*. John Wiley & Sons.

Gerhardt, V. D. (2006). *Integrated fixed film activated sludge system using gravity assisted mixing*. U.S.

Guo, J., Peng, Y., Wang, S., Zheng, Y., Huang, H., and Wang, Z. (2009). Long-term effect of dissolved oxygen on partial nitrification performance and microbial community structure . *Bioresource Technology* 100 (11) , pp 2796 - 2802.

Gustavsson, D. (2010). *Biological sludge liquor treatment at municipal wastewater treatment plants - a review*. *Vatten* , pp 179 - 192.

Hasan, M., Zhang, Q., Riffat, R., Al-Omari, A., Murthy, S., Higgins, M. J. (2017). *Evaluation of Dewatering Characteristics of Wastewater Sludge from Different Treatment Processes*. IWA Specialist Conference On Sludge Management Sludge Tech.

Haug, R. T., Stuckey, D. C., Gossett, J. M., and McCarty, P. L. (1978). Effect of Thermal Pretreatment on Digestibility and Dewaterability of Organic Sludges. *Water Pollution Control Federation* 50(1) , pp 73 - 85.

Hellings, C., Schellen, A., Mulder, J., van Loosdrecht, M., and Heijnen, J. (1998). The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium rich in wastewater. *Water Science Technology* 37 (9) , pp 135 - 142.

Hellings, C., Van Loosdrecht, M., and Heijnen, J. (1999). Model based design of a novel process for nitrogen removal from concentrated flows. *Σto Mathematical and Computer Modelling of Dynamical Systems* 5 (4) (pp 351 - 371).

Helmer - Madhok, C., Schmid, M., Filipov, E., Gaul, T., Hippen, A., Rosenwinkel, K. (2002). Deammonification in biofilm systems: population structure and function. *Water Science and Technology* (46), 1 - 2 , pp 223 - 231.

Helness, H. (2007). *Biological phosphorus removal in a moving bed biofilm reactor*. Doctoral Dissertation, Norwegian University of Science and Technology, Department of Hydraulic and Environmental, Norway.

Horan, N., Gohar, H., and Hill, B. (1997). Application of a granular activated carbon-biological fluidised bed for the treatment of landfill leachates containing high concentrations of ammonia. *Water Science and Technology*, 36 , pp 369 - 375.

Huang, C., Shi, Y., Gamal El-Din, M., and Liu, Y. (2015). Treatment of oil sands process-affected water (OSPW) using ozonation combined with integrated fixed-film activated sludge (IFAS). *Water Resources* , pp 167 - 176.

Jabari, P., Munz, G., and Oleszkiewicz, J. A. (2014). Selection of denitrifying phosphorous accumulating organisms in IFAS systems: Comparison of nitrite with nitrate as an electron acceptor. *Chemosphere* , pp 20 - 27.

Jafarzadeh, G., Mortezaeifar, S., Gholami, M., Kalantary, R., and Mahvi, A. (2014). Performance evaluation of enhanced SBR in simultaneous removal of nitrogen and phosphorous. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*, 12 , pp 2 - 7.

Jialong, W., and Ning, Y. (2004). Partial nitrification under limited dissolved oxygen conditions. *Process Biochemistry*, 39 , pp 1223-1229.

Johnson, T. L., McQuarrie, J. P., and Shaw, A. R. (2004). *Integrated Fixed-film Activated Sludge (IFAS): the new choice for nitrogen removal upgrades in the United*

States. Proceedings of the Water Environment Federation , 16 , pp 296-318.

Kepp, U., Machenbach, I., Weisz, N., and Solheim, O. E. (2000). Enhanced Stabilisation of Sewage Sludge through Thermal Hydrolysis- three years of experience with Full Scale Plant. *Water Science and Technology* 42 (9) , pp 89 - 96.

Khan, M., Ista, L., Lopez, G., and Schuler, A. (2011). Experimental and theoretical examination of surface energy and adhesion of nitrifying and heterotrophic bacteria using self-assembled monolayers. *Environmental Science Technology* ,45 , pp 1055 - 1060.

Kim, B., Chang, D., Kim, D., Choi, J., Yeon, H., Yeon, C. (2011). Wastewater treatment in moving bed biofilm reactor operated by flow reversal intermittent aeration system. *World academy of Science, Engineering and Technology*, 60 , pp 581 - 584.

Kim, H. S., Schuler, A. J., Gunsch, C. K., Pei, R., Gellner, J., Boltz, J. (2011). Comparison of conventional and integrated fixed-film activated sludge systems: attached-and suspended-growth functions and quantitative polymerase chain reaction measurements. *Water Environment Research*, 83 (7) , pp 627 - 635.

Lee, J., Lee, K., and Yim, S. (2007). Optimization of nitrogen removal in a sequencing batch reactor system by variation of the time distribution. *Journal of Environmental Science and Health part A*(42).

Lee, J.-K., Choi, C.-K., Lee, K.-H., and Yim, S.-B. (2008). Mass balance of nitrogen, and estimates of COD, nitrogen and phosphorus used in microbial synthesis as a function of sludge retention time in a sequencing batch reactor system. *Biosource Technology* 99 , pp 7788 - 7796.

Leyva-Díaz, J., Martín-Pascual, J., and Poyatos, J. (2017.). Moving bed biofilm reactor to treat wastewater. *International Journal of Environmental Science and Technology* 14 , pp 881–910.

Li, C., Felz, S., Wagner, M., Lackner, S., and Horn, H. (2016a). Investigating biofilm structure developing on carriers from lab-scale moving bed biofilm reactors based on light microscopy and optical coherence tomography. *Bioresource Technology*, 200, pp 128 - 136.

Lopez-Lopez, C., Martín-Pascual, J., González-Martínez, A., Calderón, K., González-López, J., Hontoria, E. (2012). Influence of filling ratio and carrier type on organic matter removal in a moving bed biofilm reactor with pretreatment of electrocoagulation in wastewater treatment. *Journal of Environmental Science and Health, Part A - Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering* ,47 , pp 1759 - 1767 .

Loukidou, M., and Zouboulis, A. (2001). Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment. *Environmental Pollution*, 111 , pp 273-281.

Ma, H., Chi, Y., Yan, J., and Ni, M. (2011). Experimental Study on Thermal Hydrolysis and Dewatering Characteristics of Mechanically Dewatered Sewage Sludge. *Drying Technology* (29) ,pp 1741 - 1747.

Ma, Y., Peug, Y., Wang, S., Yuan, Z., and Wang, X. (2009). Achieving nitrogen removal via nitrite in a pilot-scale continuous pre-denitrification plant. *Water Research* 43 (3) ,pp 563 - 572.

Mahendran, B., Lishman, L., and Liss, S. (2012). Structural, physicochemical and microbial properties of flocs and biofilms in integrated fixed-film activated sludge (IFFAS) systems. *Water Res.*, 46 , pp 5085–5101.

Malamis, S., Katsou, E., and Fatone, F. (2015). *Sewage Treatment Plants: Economic Evaluation of Innovative Technologies for Energy Efficiency*. Elsevier.

Malovany, A., Yang, J., Trela, J., and Plaza, E. (2015). Combination of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor and partial nitritation/anammox moving bed biofilm reactor (MBBR) for municipal wastewater treatment. *Bioresource Technology* 180 , pp 144 - 153.

Martín-Pascual, J., López-López, C., Cerdá, A., González-López, J., Hontoria, E.,

and Poyatos, J. (2012). Comparative Kinetic Study of Carrier Type in a Moving Bed System Applied to Organic Matter Removal in Urban Wastewater Treatment. *Water Air Soil Pollution* (223) ,pp 1699–1712.

Maurer, M., Fux, C., Graf, M., and Seigrist, H. (2001). Moving-bed biological treatment (MBBT) of municipal wastewater: denitrification. *Water Science and Technology*, 43(11) , pp 337 - 344.

McQuarrie, J. (2010). Moving-bed biofilm reactors In *Biofilm Reactors*. WEF Manual of Practice.

McQuarrie, J. P., and Boltz, J. P. (2011). Moving Bed Biofilm Reactor Technology: Process Applications, Design and Performance. *Water Environmental Research*, 83 (6) , σσ. 560 - 575.

Morgan-Sagastumea, F. (2018). Biofilm development, activity and the modification of carrier material surface properties in moving-bed biofilm reactors (MBBRs) for wastewater treatment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* , 48 (5) ,pp 439 - 470.

Morozkina, E. V., and Zvyagilskaya, R. A. (2007). Nitrate reductases: structure, functions, and effect of stress factors. *Biochemistry (Moscow)* 72 (10) , pp 1151 - 1160.

Moussavi, G., Jafari, S., and Yaghmaeian, K. (2015). Enhanced biological denitrification in the cycling rotating bed reactor with catechol as carbon source. *Bioresour Technology* 189 , pp 266 - 272.

Murat, S., Insel, G., Artan, N., and Olion, D. (2006). Performance evaluation of SBR treatment from nitrogen removal from tannery wastewater. *Water Science and Technology* ,53 (12) , pp 275 - 284.

Neyens, E., and Bayens, J. (2003). A review of thermal sludge pre-treatment processes to improve dewaterability. *Journal of Hazardous Materials B* (98) , pp 51–67.

Obaja, D., Mace, S., Costa, J., Sans, C., and Mata - Alvarez, J. (2003). Nitrification, denitrification and biological phosphorus removal in piggy wastewater using a sequencing batch reactor. *Bioresour Technology*, 87 , pp 103 - 111.

Ødegaard, H. (2006). Innovations in wastewater treatment: The moving bed biofilm process. *Water Science Tehnology*,53 , pp 17 - 33.

Ødegaard, H. (2016). A road-map for energy-neutral wastewater treatment plants of the future based on compact technologies (including MBBR). *International Seminar*. University of Palermo.

Ødegaard, H. (2000). Advanced compact wastewater treatment based on coagulation and moving bed biofilm processes. *Water Science & Technology*, 42 (12) ,pp 33 - 48.

Oliviera, D. (2008). Caracterização dos Parâmetros de Controle e Avaliação de Desempenho de um Reator Biológico com Leito Móvel (MBBR). *Doctoral dissertation*, Rio de Janeiro.

Onnis - Hayden, A., Dair, D., Johnson, C., Schramm, A., and Gu, A. (2007). Kinetics and nitrifying populations in nitrogen removal processes at a full scale integrated fixed-film activated sludge (IFAS) plant. *Proc. Water Environment* ,pp 3099 - 3119.

Peng, Y., and Zhu, G. (2006). Biological nitrogen removal with nitrification and denitrification via nitrite pathway. *Applied Microbiology and Biotechnology* 73 (1) ,pp 15 - 26.

Pitman, R. A. (1999). Management of biological nutrient removal plant sludges - change the paradigms. *Water Research* , pp 1141 - 1146.

Pollice, A., Tandoi, V., and Lestingi, C. (2002). Influence of aeration and sludge retention time on ammonium oxidation to nitrite and nitrate. *Water Research*, 36(10) , pp 2541 - 2546.

Prendergast, J., Rodgers, M., and Healy, M. G. (2005). The Efficiency of a Sequencing Batch Biofilm Reactor in Organic Carbon and Phosphorus Removal. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* , pp 1619 - 1626.

Randall, C., and Sen, D. (1996). Full-scale evaluation of an integrated fixed-film activated sludge (IFAS) process for enhanced nitrogen removal. *Water Science Technology* 3 (12) , pp 155 - 162.

Rodgers, M., Zhan, X., and Burke, M. (2004). Nutrient removal in sequencing batch biofilm reactor (SBBR) using a vertically moving biofilm system. *Environmental Technology* 25 , pp 211 - 218.

Rodgers, M., and Zhan, X. (2003). Moving-medium biofilm reactors. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* , pp 213 - 224.

Rodriguez-Caballero, A., Ribera, A., Balcázar, J. L., and Pijuan, M. (2013). Nitrification versus full nitrification of ammonium-rich wastewater: Comparison in terms of nitrous and nitric oxides emissions. *Bioresource Technology* 139 , pp 195 -202.

Ruiz, G., Jeison, D., and Chamy, R. (2003). Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration. *Water Research*, 37 , pp 1371-1377.

Rusten, B., Eikebrokk, B., Ulgenes, Y., and Lygren, E. (2006). Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. *Aquacult Engineering* 34 , pp 322 - 331.

Rusten, B., Kolkin, O., and Odegaard, H. (1997). Moving bed biofilm reactors and chemical precipitation for high efficiency treatment of wastewater from small communities. *Water Science Technology* 35 (6) , pp 71 - 79.

Safwat, M. (2018). Performance of moving bed biofilm reactor using effective microorganisms. *Journal of Cleaner Production* , pp 723 - 731.

Schmidt, T., and Schaechter, M. (2011). *Topics in ecological and environmental microbiology*. Academic Press .

Shao, Y., Shi, Y., Mohammed, A., and Liu, Y. (2017). Wastewater ammonia removal using an integrated fixed -film activated sludge - sequencing batch biofilm reactor (IFAS - SBR): Comparison of suspended flocs and attached biofilm. *International Biodeterioration & Biodegradation* , 116 ,pp 38 - 47 .

Silkers, A., Derwort, N., Campos Gomez, J., Strous, M., Kuenen, J., and Jetten, M. (2002). Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor. *Water Resource* 36 , pp. 2475 - 2482 .

Sorensen, B., and Wakeman, R. (1996). Filtration characterisation and specific surface area measurement of activated sludge by rhodamine B adsorption. *Water Research* 30(1) , pp 115 - 121.

Stasta, P., Boran, J., Bebar, L., Stehlik, P., and Oral, J. (2006). Thermal processing of sewage sludge. *Applied Thermal Engineering* 26 , pp 1420 - 1426.

Stricker, A., Barrie, A., Maas, C., Fernandes, W., and Lishman, L. (2009). Comparison of performance and operation of side-by-side integrated fixed-film and conventional activated sludge processes at demonstration scale. *Water Environmental Resource*, 81 , pp 219 - 232.

Stuckey, D., and Mc Carty, P. (1978). Thermochemical pretreatment of nitrogenous materials to increase methane yield. *Biotechnol. Bioeng.* , pp 219 - 233.

Subba, R. A., Jha, P., Meena, B., Biswas, A., Lakaria, B., and Patra, A. (2017). *Nitrogen Processes in Agroecosystems of India*. BHOPAL, INDIA: ICAR-INDIAN INSTITUTE OF SOIL SCIENCE.

Vadivelu, V., Keller, J., and Yuan, Z. (2007). Effect of free ammonia on the respiration and growth processes of an enriched nitrobacter culture. *Water Research* 41 (4) , pp 826 - 834.

Verstraete, W., and Philips, S. (1998). Nitrification – denitrification processes and technologies in new contexts. *Environmental Pollution*, 102 (S1) , pp 717 - 726.

Wang, S., Gao, D., Peng, Y., Wang, P., and Yang, Q. (2004). Nitrification-denitrification via nitrite for nitrogen removal from high nitrogen soybean wastewater with on -line fuzzy control. *Water Science Technology* 49 (5-6) , pp 121 - 127.

Wells, G., Shi, Y., Lauren, M., Rosenthal, A., Szivak, I., Weissbrodt, D. (2017). Comparing the resistance, resilience and stability of replicate moving bed biofilm and suspended growth combined nitrification-anammox reactors. *Environmental Science*

Technology, 51, pp 5108 - 5117.

Werzernak, C., and Cannon, J. (1967). Oxygen - nitrogen relationships in autotrophic nitrification. *Applied Microbiology* 15 (5) , pp 1211 - 1215.

Xu, J., Yuan, H., Lin, J., and Yuan, W. (2014). Evaluation of thermal, thermal-alkaline, alkaline and electrochemical pretreatments on sludge to enhance anaerobic biogas production. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers* .

Xu, X., Wang, G., Zhou, L., Yu, H., and Yang, F. (2018). Start-up of a full scale SNAD-MBBR process for treating sludge digester liquor. *Chemical Engineering Journal* 343 , pp 477 - 483.

Zafarzadeh, A., Bina, B., Nikaeen, M., Attar, H., and Nejad, M. (2010). Performance of moving bed biofilm reactors for biological nitrogen compounds removal from wastewater by partial nitrification-denitrification process. *Journal of Environment Health, Science and Engineering*, 7(4) , pp 353 - 364.

Zanneti, L., Frison, N., Nota, E., Tomizioli, M., Bolzonella, D., and Fatone, F. (2012). Progress in real-time control applied to biological nitrogen removal from wastewater, A short review. *Desalination*, 286, 1-7 .

Zekker, I., Rikmann, E., Tenno, T., Lemmiksoo, V., Menert, A., and Looits, L. (2012). Anammox enrichment from reject water on blank biofilm carriers and carriers containing nitrifying biomass: operation of two moving bed. *Biodegradation* 23 , pp 547 - 560.

Zhang, C., Zhang, S., Zhang, L., Rong, H., & Zhan, K. (2015). Effects of constant pH and unsteady pH at different free ammonia concentrations on shortcut nitrification for landfill leachate treatment. *Applied Microbiology and Biotechnology* 99 , σσ. 3707 - 3713.

Zhang, L., Zhang, S., Han, X., Gan, Y., Wu, C., and Peng, Y. (2012). Evaluating the effects of nitrogen loading rate and substrate inhibitions on partial nitrification with FISH analysis. *Water Science & Technology* (65) 3 , pp 513 - 518.

Zhang, X., Chen, X., Zhang, C., Wen, H., Guo, W., and Ngo, H. (2016). Effect of filling fraction on the performance of sponge-based moving bed biofilm reactor. *Bioresource Technology*, 219 , pp 762 - 767.

Zhang, X., Li, D., Liang, Y., Zeng, H., He, Y., Zhang, Y. (2014). Performance and microbial community of completely autotrophic nitrogen removal over nitrite (CANON) process in two membrane bioreactors (MBR) fed with different substrate levels. *Bioresource Technology*, (152) , pp 185 - 191.

Zhao, H. W., Welander, T., Christensson, M., and Lemaire, R. (2012). Process for removing ammonium from a wastewater stream. U.S. Patent No. 8,864,993. Washington, DC: U.S. Patent and Trademark Office.

Zhou, Y., Oehmen, A., Lim, M., Vadivelu, V., and Ng, W. (2011). The role of nitrite and free nitrous acid (FNA) in wastewater treatment plants. *Water Research* 45 (15) , pp 4672 - 4682.

Αγγελάκης, Α., Βούρβαχη, Κ., Διαβάτης, Η., Ευμορφοπούλου, Α., Κάρτσωνας, Ν., Μαμάης, Δ. (2005). Εναλλακτικοί τρόποι διαχείρισης παραπροϊόντων από εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων. Αθήνα: ΤΕΕ.

Ανδρεαδάκης, Α. (2015). Επεξεργασία και διαχείριση λυμάτων και ιλύος. Αθήνα, Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο.

Λυμπεράτος, Γ. (2001). Μηχανική Υγρών Αποβλήτων . Πάτρα.

Λυμπεράτος, Γ., και Βαγενάς, Δ. (2012). Διαχείριση Υγρών Αποβλήτων . Εκδόσεις Τζίολα.